

Pääkaupunkiseudun täyttömäkien etelä- ja pohjoisrinteiden maakiitäjäisyhteisöt



Sampsa Malmberg

Pro gradu

Ekologia ja evoluutiobiologia

Biotieteiden laitos

Helsingin yliopisto

Lokakuu 2019



Tiedekunta – Fakultet – Faculty Bio- ja ympäristötieteellinen tiedekunta		Koulutusohjelma – Utbildningsprogram – Degree Programme Ekologian ja evoluutiobiologian maisteriohjelma	
Tekijä – Författare – Author Sampsa Malmberg			
Työn nimi – Arbetets titel – Title Pääkaupunkiseudun täyttömäkien etelä- ja pohjoisrinteiden maakiitäjäisyhteisöt			
Oppiaine/Opintosuunta – Läroämne/Studieinriktning – Subject/Study track ekologia ja evoluutiobiologia			
Työn laji – Arbetets art – Level Pro gradu -tutkielma		Aika – Datum – Month and year Lokakuu 2019	Sivumäärä – Sidoantal – Number of pages 45
Tiivistelmä – Referat – Abstract			
<p>Rinteen ekspositio eli rinteen kaltevuus ja ilmansuunta, johon rinne viettää, vaikuttaa rinteen vastaanottaman auringonsäteilyn määrään yhdessä leveyspiirin kanssa. Eksposition erot voivat saada aikaan selviä ja säännönmukaisia eroja eliöyhteisöjen koostumukseen. Ilmiötä on tutkittu laajalti luonnollisissa elinympäristöissä, muttei juurikaan ihmisen luomissa elinympäristöissä. Tässä tutkielmassa selvitän rinteen eksposition vaikutusta maakiitäjäisyhteisöjen koostumukseen täyttömäillä, täyttömäille kehittyvien maakiitäjäisyhteisöjen ominaispiirteitä sekä paikallisten tekijöiden ja ympäröivien alueiden merkitystä täyttömäkien maakiitäjäisyhteisöjen muodostumiselle.</p> <p>Kaupungistuminen tuhoaa ja pirstoo elinympäristöjä, mikä korostaa rakentamatta jäävien viheralueiden merkitystä kaupunkialueilla. Täyttömäille ei voi rakentaa, ne ovat useiden hehtaarien laajuisia, ja niitä on kaupunkialueilla, minkä takia täyttömäillä on huomattavaa potentiaalia biodiversiteetin säilyttämisessä ja lisäämisessä kaupunkialueilla. Tarkoitukseni on antaa tuloksiin perustuva alustava arvio täyttömäkien merkityksestä kaupunkien biodiversiteetille.</p> <p>Käytin 10 Suomen pääkaupunkiseudulla sijaitsevan täyttömäen etelä- ja pohjoisrinteiltä Jarmo Saarikiven kuoppapyydyksillä 19.5.-28.9.2010 keräämää 5557 maakiitäjäisyksilöä käsittävää aineistoa. Määritin kaikki maakiitäjäisyksilöt lajitasolle. Selvitin kunkin runsaimman lajin ja lajiryhmän runsaudessa näkyvää vastetta rinteen ekspositioon ja jatkuviin muuttujiin (pH, muurahaisten runsaus, täyttömäen ikä ja korkeus) yleistettyjen lineaaristen sekamallien (GLMM) avulla. Lisäksi vertasin etelä- ja pohjoisrinteiden välisiä sekä eri täyttömäkien välisiä lajiyhteisöjen eroja moniulotteisen skaalauksen (NMDS) avulla sekä tarkastelemalla laji- ja yksilömääriä.</p> <p>Rinteiden suosimisen ja lajin elinympäristövaatimusten välillä havaittiin selvä yhteys. Kuivan ja avoimen elinympäristön lajit suosivat enimmäkseen etelärinnettä, kun taas kostean metsäelinympäristön lajit suosivat selvästi pohjoisrinnettä, ja generalistilajeilla ero oli vähäinen. Täyttömäillä dominoivat pääasiassa kuivan elinympäristön lajit: niin kuivan elinympäristön generalistilajit kuin myös kuivan ja avoimen elinympäristön lajit. Silti niin yhteisöjen koostumus kuin myös lajimäärä vaihtelivat huomattavasti eri täyttömäkien välillä. Koko maakiitäjäisyhteisön koostumuksessa ei ollut tilastollisesti merkitsevää säännönmukaista eroa etelä- ja pohjoisrinteiden välillä NMDS-tarkastelussa, mutta rinteiden välinen ero oli sitä suurempi, mitä suurempi täyttömäki oli, ja pelkästään suuria (17-38ha) täyttömäkiä tarkasteltaessa maakiitäjäisyhteisön koostumuksessa oli selvää rinteiden välistä säännönmukaista eroa.</p> <p>Tässä tutkimuksessa saatiin selvää näyttöä, että rinteen ekspositio vaikuttaa lajiyhteisön koostumukseen täyttömäillä siten, että etelärinteissä menestyvät parhaiten avoimen ja kuivan elinympäristön lajit ja pohjoisrinteissä taas kostean ja metsäisen elinympäristön lajit, kun taas generalistilajit menestyvät molemmissa rinteissä yhtä hyvin. Etelä- ja pohjoisrinteiden lajiyhteisöjen välille vaikuttaa kehittyvän selvä ja jossain määrin säännönmukainen ero vain riittävän suurilla (arviolta vähintään 6-17ha) täyttömäillä. Täyttömäkien lajiyhteisöt ovat keskenään uniikkeja, mutta kaikkien täyttömäkien lajiyhteisöjä karakterisoivat kuivan elinympäristön lajit sekä muissa avoimissa kaupunkielinympäristöissä tyypillisen lajin <i>Poecilus cupreus</i> täydellinen puuttuminen. Avoimen ja kuivan elinympäristön lajien joukossa ovat todennäköisimmin täyttömäistä hyötyvät uhanalaiset ja harvinaiset lajit, joten tulosten perusteella täyttömäkien etelärinteillä olisi eniten merkitystä lajien suojelun kannalta. Täyttömäet pystyvät elättämään sellaisenaan suunnilleen yhtä monipuolista ja samankaltaista maakiitäjäislajistoa kuin muutkin kaupunkien avoimet elinympäristöt, mutta täyttömäkien lajistoa voitaisiin ehkä monipuolistaa sopivalla kunnostuksella. Lajistoltaan monipuolisimmat yhteisöt vaikuttavat löytyvän kaupunkien reuna-alueiden täyttömäiltä, mikä voi kertoa ympäröivien alueiden merkityksestä niiden tarjoamasta lajipoolista dispersoivien lajien kolonisoidessa täyttömäen.</p>			
Avainsanat – Nyckelord – Keywords maakiitäjäiset, Carabidae, täyttömäki, biodiversiteetti, topografia, rinne, ekspositio, maankäyttö			
Ohjaaja tai ohjaajat –Handledare – Supervisor or supervisors Johan Kotze, Jarmo Saarikivi			
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited E-thesis -tietokanta			
Muita tietoja – Övriga uppgifter – Additional information			

Sisällysluettelo

1. JOHDANTO	1
1.1. Rinteen eksposition vaikutus eliöyhteisöihin	1
1.2. Kaupunkien ruderaattien eliöyhteisöt.....	2
1.3. Täyttömäki on elinympäristönä poikkeuksellinen	4
1.4. Tutkimuksen tarkoitus ja tutkimushypoteesit.....	5
2. AINEISTO JA MENETELMÄT	8
2.1. Tutkimusalueet	8
2.2. Aineiston keruu ja käsittely	10
2.3. Maakiitäjäiset tutkimuksen apuvälineinä ja tutkimuskohteina	12
2.4. Yleistetyt lineaariset sekamallit (GLMM).....	13
2.5. Moniulotteinen skaalaus (NMDS), rarefaktio ja t-testi	14
3. TULOKSET	15
3.1. Täyttömäiltä havaittiin kuivien elinympäristöjen lajeja	15
3.2. Lajiyhteisön koostumus vaihteli täyttömäkien välillä	16
3.3. Täyttömäiltä havaittiin myös harvinaista lajistoa.....	16
3.4. Etelä- ja pohjoisrinteiden väliset erot.....	18
3.5. Maakiitäjäisten vasteet pH:hon, muurahaisiin ja täyttömäen ikään ja korkeuteen	24
4. TULOSTEN TARKASTELU	25
4.1. Rinteen ekspositio vaikuttaa lajiyhteisön koostumukseen täyttömäillä.....	25
4.2. Täyttömäkien maakiitäjäisyhteisöjen erityispiirteet	27
4.3. Paikallisten tekijöiden ja ympäröivien alueiden merkitys lajiyhteisöjen muodostumiselle	29
4.4. Täyttömäkien arvo kaupunkien biodiversiteetin säilyttämisessä ja lisäämisessä	31
4.5. Yhteenveto	34
5. KIITOKSET.....	35
6. KIRJALLISUUS	36
Liitteet.....	41

1. JOHDANTO

1.1. Rinteen eksposition vaikutus eliöyhteisöihin

Rinteen ekspositio eli rinteen kaltevuus ja ilmansuunta, johon rinne viettää, vaikuttaa rinteen vastaanottaman auringonsäteilyn määrään yhdessä leveyspiirin kanssa (Holland & Steyn 1975, Rorison ym. 1985). Eksposition vaikutusta eliöyhteisöihin ja eliöihin on tutkittu laajalti luonnollisissa elinympäristöissä (esim. Perring 1959, Tolbert 1975, Armesto & Martinez 1978, Rorison ym. 1986, Weiss ym. 1988, Coxwell & Bock 1994, Bennie ym. 2006), kuten vuoristoissa (Armesto & Martinez 1978, Coxwell & Bock 1994) ja erityyppisillä niityillä (Perring 1959, Tolbert 1975, Bennie ym. 2006). Luonnollisissa elinympäristöissä eksposition erojen on havaittu saavan aikaan säännönmukaisia eroja eliöyhteisöjen, lähinnä kasviyhteisöjen koostumukseen (Perring 1959, Armesto & Martinez 1978, Bennie ym. 2006), ja vaikuttavan suoraan yksittäisten eliölajien, kuten hyönteisten, menestymiseen (Tolbert 1975, Weiss ym. 1988, Coxwell & Bock 1994). Sen sijaan ihmisen toiminnan tuloksena syntyneiden elinympäristöjen eksposition erot ja niiden vaikutukset eliöyhteisöihin ovat jääneet vähäiselle huomiolle.

On esitetty niin sanottu lajimäärä-energia-hypoteesi (species–energy hypothesis), jonka mukaan auringonsäteilynä tulevan energian määrä säätelee populaatiokokoja, sukupuuttotahtia ja siten lopulta myös lajimäärää (Wright 1983). Hypoteesia on sovellettu jokseenkin menestyksekkäästi eri leveyspiireillä sijaitsevien valtamerten saarten lajimäärien ennustamiseen (Wright 1983, Wylie & Currie 1993), mutta hypoteesia ei ole sovellettu ekspositioltaan eroavien rinteiden kohdalla.

Eksposition erot voivat saada aikaan voimakkaita eroja eri rinteiden kasvillisuuteen (Perring 1959, Armesto & Martinez 1978), ja toisaalta kasvillisuus vaikuttaa muiden lajien menestymiseen ja siten muun eliöyhteisön koostumukseen (esim. Weiss ym. 1988, Small ym. 2003, Strauss & Biedermann 2006). Lisäksi rinteiden lämpöolot vaikuttavat suoraan ja voimakkaasti vaihtolämpöisten eliöiden kuten hyönteisten fysiologiaan ja sitä kautta aktiivisuuteen, toukka- ja kotelovaiheen kestoon ja lopulta populaatiokokoon (Weiss ym. 1988, Coxwell & Bock 1994). Rinteen ekspositio voi siis vaikuttaa hyönteisten lajiyhteisön koostumukseen suoraan eliöyksilöiden fysiologian kautta sekä epäsuorasti abioottisten tekijöiden ja kasvillisuuden kautta.

Pohjois-Carolinassa tehdyssä kahdeksan eri ilmansuunnan rinteitä vertaileessa tutkimuksessa lähes kaikki niveljalkaiset suosivat selvästi joitain tiettyjä rinteitä, ja eri rinteistä etelärinteissä tavattiin suurimmat niveljalkaisten lajimäärät (Tolbert 1975). Muutoin eksposition erojen vaikutusta kokonaisuin hyönteisyhteisöihin tai muiden niveljalkaisten yhteisöihin ei ole tutkittu kovinkaan paljoa, varsinkaan viime aikoina. Eksposition erojen vaikutusta eliöyhteisöihin

hahmottavista tutkimuksista valtaosa on keskittynyt kasvillisuuteen (esim. Perring 1959, Armesto & Martinez 1978, Bennie ym. 2006).

1.2. Kaupunkien ruderaattien eliöyhteisöt

Täyttömäet sekä monet muut ihmisen toiminnan synnyttämät urbaanien joutomaiden elinympäristöt, kuten maanmuokkauksessa syntyneet uudismaa-alueet, ratapihat, hylätyt teollisuusalueet ja rakennusten purkamisesta jääneet tyhjät tontit voidaan lukea ruderaateiksi eli jättömaiksi (engl. *brownfield*, *derelict site*, *ruderal habitat*, Gibson 1998, Gardiner ym. 2013). Kaupunkien erityyppisille ruderaateille on tyypillistä jatkuva uusien alueiden muodostuminen maanmuokkauksen seurauksena, niiden nopea muuttuminen sukkession edetessä (Brown & Southwood 1987, Small ym. 2003), sekä useissa tapauksissa tuhoutuminen jatkokäytön kuten rakentamisen seurauksena. Siten ruderaattien sijainnin ja sukkession vaiheen jatkuvasti muuttuessa ne voidaan nähdä elinympäristöinä, jotka ovat voimakkaan dynaamisia tilassa ja ajassa (Gibson 1998, Wood & Pullin 2002, Strauss & Biedermann 2006). Sukkession edetessä tapahtuvat muutokset ruderaattien kasvillisuudessa heijastuvat myös muutoksina hyönteisyhteisöissä (Small ym. 2003, Strauss & Biedermann 2006). Esimerkiksi ruderaattien maakiitäjäislajiston on havaittu olevan monipuolisinta sukkession alkuvaiheissa (Small ym. 2003).

Ruderaattien arvo etenkin monipuolisen niveljalkaisten (Arthropoda) lajiston ylläpitämisessä tiedostetaan laajasti (Eversham ym. 1996, Gibson 1998, Angold ym. 2006, Gardiner ym. 2013). Ruderaateilla on todettu elävän runsaasti kansallisesti harvinaisia, useiden erilaisten luonnollisten elinympäristöjen lajeja (Gibson 1998, Eyre ym. 2003, Baranova ym. 2015), sekä uhanalaisia lajeja (Rahman ym. 2011, Baranova ym. 2015). On esitetty, että ruderaateilla on jopa merkitystä lajien suojelun kannalta (Eyre ym. 2003, Hyvärinen ym. 2019). Toisaalta huomiota on kiinnitetty myös siihen, että ruderaatit voivat edistää tulokaskasvilajien leviämistä ja asettumista uusille alueille (Botham ym. 2008).

Paikalliset elinympäristöä määrittävät tekijät vaikuttavat selvästi ruderaattien maakiitäjäisyhteisöjen ja muiden eliöyhteisöjen koostumukseen, kun taas ympäröivien alueiden vaikutuksesta saatu näyttö on jäänyt vähäiseksi (Small ym. 2005, Angold ym. 2006, Strauss & Biedermann 2006). Strauss & Biedermann (2006) saivat joidenkin lajien kohdalla näyttöä siitä, että ympäristön ruderaattien määrällä olisi selkeää vaikutusta näiden lajien esiintymiseen tutkituilla ruderaateilla. Niemelä ym. (2002) päätyivät maakiitäjäisiä hyödyntäneitä tutkimuksia vertaillen

siihen, että yleisesti ottaen maakiitäjäisyhteisön koostumukseen vaikuttavat ensisijaisesti paikalliset tekijät.

Täyttömäet poikkeavat muista ruderaateista etenkin siten, että ne ovat valmistumisensa jälkeen pysyviä, koska niille ei rakenneta (Emberton & Parker 1987). Tähän mennessä täyttömäkien eliöyhteisöjä tutkittaessa kiinnostuksen kohteena ovat olleet muun muassa kasviyhteisöt (Tarrant ym. 2012, Rahman ym. 2013), pölyttäjähönteiset (Tarrant ym. 2012) ja kasvipeitteen sukkessio (Rebele & Lehmann 2002). Maakiitäjäisiä (Carabidae, Coleoptera) on hyödynnetty yksittäisellä täyttömäellä tehdyssä tutkimuksessa (Do ym. 2014), suppeaan, puutteellisesti määritettyyn aineistoon perustuvassa tutkimuksessa (Rahman ym. 2015) ja Slovakian maaseudun laittomien kaatopaikkojen ja niiden ympäristön kovakuoriaisyhteisöjen vertailuun keskittyneessä tutkimuksessa (Baranova ym. 2015). Yhdessäkään näistä tutkimuksista ei ole tarkasteltu ekspositioltaan eroavien täyttömäen rinteiden, kuten etelä- ja pohjoisrinteiden, välistä eroa miltään kannalta.

Tähän mennessä tehdyissä tutkimuksissa täyttömäiltä havaittu maakiitäjäislajisto, lajimäärä ja lajiyhteisön koostumus näyttävät vaihdelleen huomattavasti (Do ym. 2014, Baranova ym. 2015, Rahman ym. 2015), mutta vertailu on hankalaa tutkimusalueiden huomattavien maantieteellisten erojen ja erilaisten tutkimusjärjestelyjen takia. Iso-Britanniassa maakiitäjäisillä tehdyssä tutkimuksessa täyttömäiltä havaittiin lähinnä generalistilajeja ja samoja lajimääriä kuin täyttömäen viereisiltä vertailualueilta (Rahman ym. 2015). Myös kukkakasveihin ja pölyttäjähönteisiin Iso-Britanniassa keskittyneessä tutkimuksessa havaittiin suunnilleen samoja lajimääriä kunnostetulta täyttömäeltä ja ympäröiviltä hoidetuilta vertailualueilta (Tarrant ym. 2012). Etelä-Koreassa yksittäisellä täyttömäellä havaittiin taas niukemmin maakiitäjäislajeja kuin muilla kaupunkialueilla (Do ym. 2014).

Täyttömäkien hyödyntäminen kunnostamalla ne valmistumisensa jälkeen halutunlaiseksi elinympäristöksi biodiversiteetin lisäämiseksi on saanut huomiota (Simmons 1999, Tarrant ym. 2012, Rahman ym. 2013 ja 2015). Rahman ym. (2015) katsoivat havainneensa, että täyttömäen valmistuttua sen kunnostamisella kasvien siemeniä kylvämällä olisi positiivinen vaikutus maakiitäjäisten lajimäärään. Tarrant ym. (2012) taas kiinnittivät huomiota siihen, että kasvipeitteen leikkaamisena tapahtuvan hoidon ajoittuminen vaikuttaa huomattavasti pölyttäjien lajimäärään eri vuodenaikoina.

1.3. Täyttömäki on elinympäristönä poikkeuksellinen

Täyttömäet ovat ihmisen luomia, voimakkaan maanmuokkauksen seurauksena syntyneitä elinympäristöjä. Täyttömäki syntyy suljettaessa kaatopaikan jätekerrokset eriste- ja maakerroksilla tai kasattaessa pelkkiä ylijäämämaamassoja täyttömäeksi. Ylijäämämassojen varastointiin tarkoitettu täyttömäki rakennetaan tukevoittamalla reunaosat kivilouheella, jolloin sisäosiin on mahdollista varastoida kerroksittain löysempiä maamassoja, kuten savea. Valmistuttuaan täyttömäki pyritään sulkemaan tiiviisti kitkaisia maa-aineksia kuten soraa ja kiviä sisältävillä maamassoilla, ja pinta voidaan vielä maisemoitaessa osin päällystää esimerkiksi mullalla. Usein täyttömäkien pinta koostuu useista, sekoittuneista, eri paikoista tuoduista maa-aineksista. Joukossa voi olla myös epäluonnollisia materiaaleja kuten asfalttiainesta, saastuneita maa-aineksia tai energiantuotannon sivutuotteena syntynyttä tuhkaa (Immonen 2001; Vantaan Rakennusvirasto, tiedonanto 28.10.2015).

Mäkimäinen muoto vaikuttaa täyttömäen pienilmastoon ja hydrologiaan luoden täyttömäen sisäisiä sekä täyttömäen ja sen ympäristön välisiä topografisia pienilmastollisia gradientteja. Sadeveden valunta melko jyrkkiä rinteitä pitkin on nopeampaa kuin luonnollisilla, täyttömäkeä tasaisemmillä alueilla. Jätämäkien pinta pyritään vieläpä eristämään ja tiivistämään hyvin, jotta veden poistuminen olisi tehokasta muun muassa likaisten suotovesien muodostumisen vähentämiseksi (Suomen ympäristökeskus 2008). Lisäksi puuttomalla täyttömäellä haihdunta on suoran auringonsäteilyn sekä täyttömäen korkeudesta johtuvan tuulisuuden takia suurempaa kuin ympäröivillä alueilla. Täyttömäet ovat siis kuivia elinympäristöjä.

Auringonsäteily jakautuu täyttömäen eri rinteille epätasaisesti. Keskisuurilla ja pohjoisilla leveyspiireillä, kuten Suomessa, pohjoisrinteet saavat niin yksittäisenä päivänä kuin myös koko kasvukautena pinta-alayksikköä kohden vähemmän ja etelärinteet taas enemmän auringonsäteilyä kuin tasainen maa (Holland & Steyn 1975, Rorison ym. 1985). Eteläisellä pallonpuoliskolla ilmiö on päinvastainen (Holland & Steyn 1975). Siten pohjoisella pallonpuoliskolla pohjoisrinteet ovat elinympäristönä etelärinteitä varjoisampia, viileämpiä ja siksi myös kosteampia, kun taas etelärinteet ovat vastaavasti pohjoisrinteitä valoisampia, lämpimämpiä ja siksi myös kuivempia. Vastaavasti länsirinteet saavat itärinteitä enemmän auringonsäteilyä, koska Aurinko paistaa lännen puolelta iltapäivällä. Toisaalta puuton ja korkea täyttömäki on ympäristöään tuulisempi, mikä vaikuttaa täyttömäen maanpinnan pienilmastoon viilentävästi, myös etelärinteissä.

Tiivistetty maa-aines, maaperän ohuus, kuivuus ja jätettä sisältävien täyttömäkien kaasunmuodostus sekä erityisesti täyttömäillä suoritettava aktiivinen hoito estävät puiden kasvua ja kasvipeitteen sukkession etenemistä täyttömäillä (Flower ym. 1981, Simmons 1999, Immonen 2001,

Rebele & Lehmann 2002). Siksi useimmiten täyttömäki tai osa täyttömäestä pysyy avoimena, ruohovartisten kasvien peittämänä elinympäristönä.

Jätettä sisältävistä täyttömäistä vapautuu kaasunkeräysrakenteista huolimatta runsaasti metaania ja haitallisten aineiden vuodot pohjaveteen ja lähiympäristöön sekä muut riskit ovat mahdollisia (Immonen 2001, Suomen ympäristökeskus 2008). Suomessa jätteenpolton osuus on ollut 2000-luvulle asti läntisen Euroopan maista pienimpiä (Vesanto 2006), ja jätteet on polttamisen tai kierrättämisen sijaan tyypillisesti haudattu maahan, minkä takia Suomessa on paljon jätemäkiä, myös kaupunkialueilla, kun jätettä ei ole jaksettu viedä kauemmas. Suuntaus on kuitenkin kääntynyt, sillä jätteen poltto jätteenpolttolaitoksissa on yleistynyt voimakkaasti Suomessa (Tilastokeskus 2015). Sen sijaan ylijäämämaamassoja varastoivia täyttömäkiä syntyy väistämättä. Olisi hyvä, jos täyttömäkiä kyettäisiin lukuisten ympäristöhaittojensa vastapainoksi myös hyödyntämään ympäristön suojelussa, esimerkiksi oikein hoidettuina ja kunnostettuina juuri kaupunkien biodiversiteetin säilyttämisessä ja lisäämisessä.

1.4. Tutkimuksen tarkoitus ja tutkimushypoteesit

Elinympäristöjä tuhoutuu ja pirstoutuu kaupunkien tiivistyessä ja laajentuessa, rakennettaessa uusille alueille, mikä asettaa haasteita elinympäristöjen ja lajien suojelulle kaupunkialueilla ja korostaa rakentamatta jäävien alueiden merkitystä (esim. McKinney 2002). Täyttömäet eivät sovellu rakentamiseen useiden riskitekijöiden kuten kaasunmuodostuksen, rakennusmateriaalien vioittumisen ja rakennusten vajoamisen takia (Emberton & Parker 1987). Siten valmistumisensa jälkeen täyttömäki jää suurimmaksi osaksi alueeksi, jolle kasvipeite ja muu eliölajisto voivat rauhasa kehittyä ja jäädä pysyvästi. Lisäksi täyttömäet ovat useiden tai jopa useiden kymmenien hehtaarien laajuisia alueita ja niitä on tyypillisesti kaupunkialueilla (Immonen 2001, Tarrant ym. 2012, Do ym. 2014, Rahman ym. 2015). Niinpä täyttömäet muodostavat pinta-alaltaan huomattavan, mutta suurelta osin hyödyntämättömän kaupunkien viheralueverkoston osan, jolla voi olla suurta potentiaalia kaupunkien biodiversiteetin ja ekosysteemipalveluiden säilyttämisen ja lisäämisen kannalta kaupunkialueilla. Siksi on tärkeää saada tietoa täyttömäkien eliöyhteisöistä, ja tämän perusteella arvioida, voiko täyttömäkiä ja niiden ekspositioltaan eroavia rinteitä hyödyntää sellaisenaan tai kunnostettuina biodiversiteetin säilyttämisessä ja lisäämisessä kaupunkialueilla.

Käytän tässä tutkimuksessa 10 Suomen pääkaupunkiseudulla sijaitsevan täyttömäen etelä- ja pohjoisrinteistä kerättyä maakiitäjäisaineistoa. Sen avulla selvitän täyttömäkien maakiitäjäisyhteisöjen ominaispiirteitä sekä täyttömäkien maakiitäjäisyhteisöjen koostumukseen

vaikuttavia tekijöitä, etenkin rinteiden eksposition vaikutusta. Lopuksi tarkoitukseni on antaa tuloksiin perustuva alustava arvio täyttömäkien merkityksestä kaupunkien biodiversiteetille. Tutkimuskysymykseni ovat:

1. Miten täyttömäen rinteiden ekspositio vaikuttaa täyttömäkien lajiyhteisöjen koostumukseen?
2. Millaisia maakiitäjäisyhteisöjä täyttömäille kehittyy?
3. Mikä merkitys paikallisilla tekijöillä (pH, täyttömäen ikä ja korkeus) ja ympäröivillä alueilla on täyttömäkien maakiitäjäisyhteisöjen muodostumiselle?
4. Mikä on täyttömäkien ja niiden eri rinteiden merkitys kaupunkien biodiversiteetille?

Muotoilin aiempaan tutkimustietoon ja päättelyyn perustuen seuraavat hypoteesit ja ennusteet:

1. Auringonsäteilyn määrän jakautuminen maaston muotojen mukaan vaikuttaa sen perusteella määräytyvän maanpinnan valoisuuden, lämmön ja kosteuden kautta eri lajien menestymiseen niiden elinympäristövaatimuksista riippuen, mikä luo eksposition eroja mukailevia eroja eliöyhteisöjen koostumukseen täyttömäillä. Hypoteesi pohjautuu luonnollisia elinympäristöjä koskevaan tietoon (Perring 1959, Holland & Steyn 1975, Tolbert 1975, Armesto & Martinez 1978, Rorison ym. 1986, Weiss ym. 1988).

Ennuste: Pohjois- ja etelärinteiden lajiyhteisöjä vertaamalla niiden välillä tulisi havaita johdonmukainen ero elinympäristövaatimuksiltaan eroavassa maakiitäjäislajistossa. Kuivan elinympäristön lajeja ja avoimen eli valoisan elinympäristön lajeja tulisi havaita runsaampina etelärinteissä ja vastaavasti kostean elinympäristön lajeja ja metsän eli varjoisan elinympäristön lajeja tulisi havaita runsaampina pohjoisrinteissä.

2. Täyttömäen rinteiden ekspositio vaikuttaa maakiitäjäisyhteisöjen kokonaisuusilömäärään ja lajimäärään siten, että suurempi auringonsäteilyn intensiteetti lisää maakiitäjäisten kokonaisrunsautta ja lajimäärää pohjoisilla leveyspiireillä, kuten Suomessa. Hypoteesi pohjautuu energia-lajimääräteoriaan (Wright 1975), Tolbertin (1975) havaintoihin ja siihen, että maakiitäjäisissä on paljon avoimien ja kuivien elinympäristöjen lajeja (Suomi: n. 100 lajia; Lindroth 1985 ja 1986).

Ennuste: Etelärinteistä tulisi havaita enemmän lajeja ja suurempia yksilömääriä kuin pohjoisrinteistä.

3. Täyttömäelle kehittyvän lajiyhteisön koostumukseen vaikuttavat:

a) ensisijaisesti paikallisista elinympäristöä määrittävät tekijät (Lindroth 1985 ja 1986, Niemelä ym. 2002, Small ym. 2005, Angold ym. 2006),

b) toissijaisesti ympäröivät alueet; tarkalleen ottaen ympäröivien elinympäristöjen määrä ja etäisyys eli elinympäristöjen tarjoamasta lajipoolista dispersoivien lajien kolonisaatioiden toteutuminen (MacArthur & Wilson 1967, Lindroth 1985 ja 1986, Niemelä ym. 2002, Strauss & Biedermann 2006, Niemelä & Kotze 2009),

c) ja lisäksi lajien väliset vuorovaikutukset (esim. Niemelä 1993, Hawes ym. 2002).

Ennuste 1: Täyttömäkien ominaisuuksilla (esim. korkeus, ikä, pH, rinteiden ekspositio) tulisi havaita yhteyksiä yksittäisten lajien menestymiseen ja havaittujen yhteyksien tulisi olla yhdistettävissä johdonmukaisesti lajien elinympäristövaatimuksiin. (a)

Ennuste 2: Jos ympäröivillä alueilla on merkitystä, niin tiheään rakennettujen kaupunkialueiden sisällä olevilta täyttömäiltä tulisi havaita lajimäärältään niukempia yhteisöjä kuin kaupunkien reuna-alueiden täyttömäiltä, joiden ympärillä on paljon enemmän elinympäristöjä. (b)

Ennuste 3: Maakiitäjäislajeilla havaittavat vasteet niiden kilpailijoiden ja vihollisten runsauteen tulisivat olla negatiivisia. (c)

2. AINEISTO JA MENETELMÄT

Käytin 10 Suomen pääkaupunkiseudulla sijaitsevan täyttömäen etelä- ja pohjoisrinteistä Jarmo Saarikiven 19.5.-28.9.2010 kuoppapyydyksillä keräämää maakiitäjäisaineistoa. Määritin kaikki maakiitäjäisyksilöt lajitasolle Lindrothin (1985 ja 1986) määrityskaavoilla. Selvitin kunkin runsaimman lajin ja lajiryhmän runsaudessa näkyvää vastetta rinteiden ekspositioon ja jatkuviin muuttujiin (pH, muurahaisten runsaus, täyttömäen ikä ja korkeus) yleistettyjen lineaaristen sekamallien (GLMM) avulla. Lisäksi vertasin moniulotteisen skaalauksen (NMDS) avulla etelä- ja pohjoisrinteiden välisiä sekä eri täyttömäkien välisiä lajiyhteisöjen eroja, hyödyntäen samalla myös rarefaktiota. Käytin hypoteesien testaamiseen kyseisillä analyyseillä saamiani tuloksia sekä suoria havaintoja laji- ja yksilömääristä nähdäkseni, miten hyvin tulokset vastaavat hypoteeseista johtamiani ennusteita.

2.1. Tutkimusalueet

Käyttämäni aineisto on kerätty vuonna 2010 kymmeneltä eri täyttömäeltä (Taulukko 1), jotka kaikki sijaitsevat Suomen pääkaupunkiseudulla Suur-Helsingin alueella (Kuva 1). Leveyspiiri on 60 astetta, joten Auringon kulkureitin kulma on korkeimmillaan $90^\circ - 60^\circ + 23,5^\circ = 53,5^\circ$ kesäpäiväntasauksena (21.6.), ja maakiitäjäisten aktiivisen ajanjakson alussa ja lopussa eli maaliskuu- ja syyskuussa (ks. Lindroth 1985, 1986) Auringon kulkureitin kulma on enimmillään 30 astetta (sunposition.info).

Pohjoispuolen rinteet viettivät pohjoiseen tai muuhun suuntaan luoteen ja koillisen väliltä, Talin täyttömäen tapauksessa kuitenkin itään. Eteläpuolen rinteet viettivät etelään tai muuhun suuntaan lounaan ja kaakon väliltä. Tutkittujen rinteiden jyrkkyys vaihteli noin 10 ja 20 asteen välillä, ollen keskimäärin noin 15 astetta. Siten keskimääräisen täyttömäen rinteidenvälinen eroeroauringonsäteilyn intensiteetissä (kW/m^2) Auringon paistaessa suoraan etelärinteen suunnasta saadaan laskemalla $\sin(\alpha + 15^\circ) / \sin(\alpha - 15^\circ)$, jossa α on Auringon kulma tarkasteluhetkenä. Esimerkiksi Auringon paistaessa etelästä 30 asteen kulmassa rinteiden välinen ero auringonsäteilyn intensiteetissä on Helsingin täyttömäillä peräti 2,7-kertainen.

Tutkitut täyttömäet ovat erikokoisia (pohjapinta-ala 3,5-38 ha, korkeus 19-95 mpy) ja iältään 0-40 vuotta (Taulukko 1). Täyttömäkien pintamaa-aines on vaihtelevaa hiekan, saven, soran, kivien ja multamaan sekoitusta. Täyttömäkien sijainti vaihtelee aina tiheään rakennetuilta kaupungin keskusalueilta kaupungin reuna-alueille asti kattaen lähes koko pääkaupunkiseudun (Kuva 1).

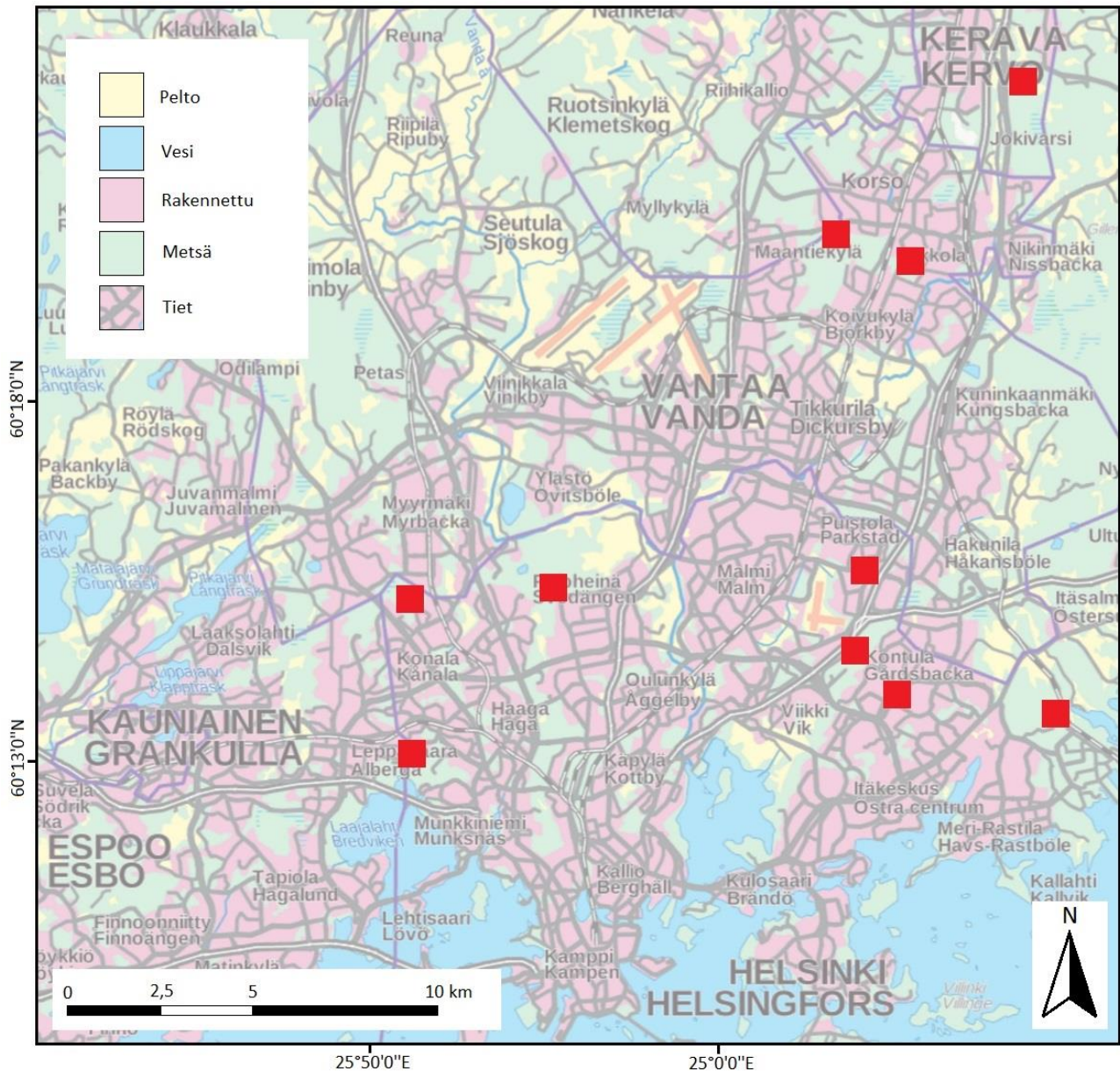
Taulukko 1. Tutkimuksessa mukana olleiden täyttömäkien korkeustiedot, ikä, pinta-ala ja sijainti paikannimen ja koordinaattien perusteella. Täyttömäkikohde (kunta, paikka) = kunkin täyttömäen sijainti kunnan ja paikannimen perusteella, korkeus (m mpy) = huipun korkeus (metriä merenpinnan yläpuolella), korkeus tyveltä (m) = huipun ja tyven välinen korkeusero eli täyttömäen suhteellinen korkeus metreinä, mäen ikä (v) = vuosien määrä siitä, kun täyttömäki on valmistunut, huipun koordinaatit = WGS84-koordinaatiston mukaiset koordinaatit täyttömäen huipun kohdalla, U = arvio urbaanisuusasteesta täyttömäen sijainnin perusteella (1 = vähiten urbaani, 3 = urbaanein).

Täyttömäkikohde (kunta, paikka)	korkeus (m mpy)	korkeus tyveltä (m)	mäen ikä (v)	pinta-ala (ha)	huipun koordinaatit	U
Helsinki, Alppikylä	44	16	n. 30	5,5	60°15'71"N 25°3'94"E	3
Kerava, Keinukallio	83	48	n. 30	3,5	60°23'00"N 25°8'00"E	1
Helsinki, Kivikko	50	25	n. 40	3,5	60°14'43"N 25°3'61"E	3
Helsinki, Kontula	44	16	7	6	60°13'79"N 25°4'93"E	3
Vantaa, Kulomäki	95	40	0	23,5	60°20'58"N 25°2'83"E	1
Helsinki, Malminkartano	90	40	14	18	60°15'07"N 24°50'63"E	2
Helsinki, Paloheinä	60	33	37	17,5	60°15'33"N 24°54'73"E	2
Vantaa, Rekola	53	20	0	5	60°20'23"N 25°4'94"E	2
Helsinki-Espoo, Tali	19	19	31	24	60°12'71"N 24°50'85"E	2
Helsinki, Vuosaari	60	58	0	38	60°13'60"N 25°9'75"E	1

Lähes kaikilla alueilla tutkittavana elinympäristönä olivat puuttomat melko korkean tai korkean kasvillisuuden niityt, joilla kasvipeitteen peittävyys oli noin 100 %. Poikkeuksena Kontulassa koko etelärinne oli puiden voimakkaasti varjostama, Kivikon täyttömäellä oli hoidettua nurmikkoa ja Kulomäen täyttömäellä vain harvaa kasvillisuutta etelärinteessä. Vuonna 2015 täyttömäkien kasvillisuus koostui suurimmaksi osaksi heinistä (Poaceae) ja koiranputkesta (*Anthriscus sylvestris*).

Kulomäen, Rekolan ja Vuosaaren täyttömäet olivat muista täyttömäistä poiketen vielä kesken ja muokattavina, kun aineisto kerättiin. Lisäksi Kulomäki ja Rekola ovat toimineet lumenvastaanottopaikkoina. Kulomäellä on öljynerottelukaivo, putket ja suodattimet. Jätettä sisältäviä entisiä kaatopaikkoja täyttömäistä ovat ainoastaan Tali ja Vuosaari. Muut täyttömäet koostuvat lähes pelkästään täyttömaasta. Täyttömäistä kaikilla paitsi Kulomäellä on virkistyskäyttöä. Täyttömäistä Tali, Keravan Keinukallio ja Kivikko sisältävät nykyään frisbee-golfradan.

Täyttömäkiä koskevat tiedot koottiin Helsingin täyttömaa-alueet listaavasta koosteesta (Immonen 2001), maastokartoista sekä paikan päällä tehdyistä havainnoista, ja lisätietoja saatiin Vantaan Rakennusvirastolta 28.10.2015 sekä Keravan Kaupungilta 21.10.2015.



Kuva 1. Kaikki tämän tutkimuksen 10 täyttömäkeä ovat esitettyinä punaisina neliöinä pääkaupunkiseudun (Espoo, Helsinki, Vantaa, Kerava) kartalla. Täyttömäet kattavat pääosin pääkaupunkiseudun rakennetun ympäristön alueet. Karttapohja: Avoimien aineistojen tiedostopalvelu, Maanmittauslaitos.

2.2. Aineiston keruu ja käsittely

Käytin maakiittäjäaineistoa, jonka Jarmo Saarikivi on kerännyt vuonna 2010 kuoppapyydyksillä (ks. Greenslade 1964) 10 pääkaupunkiseudulla sijaitsevalta täyttömäeltä (Kuva 1). Kullekin täyttömäelle oli sijoitettu 18 kuoppapyydydystä siten, että sekä täyttömäen pohjois- että etelärinteessä oli kolmessa eri kohdassa kolmen kuoppapyydyksen ryhmä. Kuoppapyydykset vietiin täyttömäille 19.5. ja haettiin

pois 28.9. Siten koko pyyntijakso kattoi huhtikuuta lukuun ottamatta sen ajanjakson, jolloin maakiitäjäiset liikkuvat aktiivisesti (Lindroth 1985 ja 1986). Tuon jakson aikana kuoppapyödykset koettiin viisi kertaa. Neljän ensimmäisen pyyntijakson pituus oli noin 4 viikkoa ja viimeisen noin 3 viikkoa. Käytettyjen kuoppapyödysten syvyys oli 70mm, suun halkaisija 65mm ja tilavuus 250ml. Pyödyksiin laitettiin propyleeniglykolin ja veden seosta (noin 70 % glykolia) hyönteisten houkuttelemista sekä saaliin tappamista ja säilömistä varten. Pyödykset suojattiin sateelta muovisilla noin 10cm x 10cm neliönmuotoisilla katoksilla. Kadonneet kuoppapyödykset korvattiin aina uusilla.

Anna Ojala erotteli kuoppapyödyksin kerätystä materiaalista maakiitäjäisten (Carabidae) aikuisvaiheet sekä osasta näytteitä myös hämähäkit (Araneae), siirat (Isopoda), lukit (Opiliones) ja muurahaisten (Formicidae) aikuisvaiheet ja laski hämähäkeistä, siiroista, lukeista ja muurahaisista yksilömäärät. Määritin kaikki maakiitäjäisyksilöt lajitasolle Lindrothin (1985 ja 1986) määrityskaavojen mukaisesti, kuitenkin huomioiden kaavoista puuttuvat lajit (lähinnä *Amara gebleri*). Tässä tutkimuksessa käytetty maakiitäjäisten nimistö noudattaa uusinta pohjoismaismaista kovakuoriaisluetteloa (Silfverberg 2011).

Mittasin pyyntipaikkojen pintamaan pH:n vasta vuonna 2015, koska maakiitäjäisaineiston keräämisvuonna 2010 ei vielä ollut tehty muistiinpanoja mistään paikallisista muuttujista. Keräsin pH:n mittausta varten pintamaa-ainesta kolmesta kohdasta sekä täyttömäen etelä- ja pohjoisrinteestä, alueelta, jossa kuoppapyödyksiä pidettiin. Mittasin näytteistä 10g maa-ainesta, jonka liuotin 50 ml:aan vettä ja mittasin seoksen pH:n sähkönjohtavuuteen perustuvalla pH-mittarilla. pH-mittarin lukeman tasaantumista odotettiin 1 minuutti.

Mittasin täyttömäkien pinta-alan suoraan Kansalaisen karttapaikan kartoista tarkalla pinta-alanmittaustyökalulla täyttömäen pohjapinta-alana huomioimatta täyttömäen kaarevuudesta syntyvää pinta-alan lisäystä. Mittasin täyttömäkien korkeuden maastokartoista. Käytin analyyseissä suhteellista korkeutta, koska sillä on merkitystä eri täyttömäille syntyvien tuulisuuden ja eksposition erojen kannalta. Täyttömäen suhteellinen korkeus saatiin vähentämällä huipun ja merenpinnan välisestä korkeuserosta täyttömäen tyven ja merenpinnan välinen korkeusero.

Koska maakiitäjäisaineisto oli kerätty vuonna 2010, niin tutkimusta aloittaessa vuonna 2015 ei voitu enää kerätä luotettavaa aineistoa kohteiden kasvillisuudesta, joka on voinut 5 vuoden aikana muuttua, kuten ruderaattien kohdalla usein käy (Brown & Southwood 1987, Small ym. 2003). Siksi täyttömäkien rinteiden kasvillisuutta ei otettu mukaan malleihin selittäväksi muuttujaksi.

2.3. Maakiitäjaiset tutkimuksen apuvälineinä ja tutkimuskohteina

Maakiitäjaiset (Coleoptera, Carabidae) ovat maailmanlaajuisesti yli 40 000 lajia käsittävä kovakuoriaisheimo (Lövei & Sunderland 1996). Suomesta on tavattu 294 lajia (Rassi ym. 2015). Maakiitäjäisiä tavataan erilaisissa maaelinympäristöissä, kuten metsissä, rannoilla, niityillä, soilla ja tuntureilla. Heimoon kuuluu Suomessa niin petoja kuin myös ravintonaan esimerkiksi kasvien siemeniä käyttäviä lajeja (Lindroth 1985 ja 1986).

Varsinkin kaupunkiekologisessa tutkimuksessa maakiitäjäisiä on käytetty malliorganismeina ja bioindikaattoreina (Rainio & Niemelä 2003, Koivula 2011). Bioindikaattoreina maakiitäjaiset reagoivat selvästi ja monipuolisesti ihmistoiminnan aiheuttamiin muutoksiin ympäristössä (Avgin & Luff 2010), kuten maankäytössä tapahtuviin muutoksiin (Koivula 2011) sekä saasteisiin, kuten maa-aineksen raskasmetallipitoisuuteen (esim. Ermakov 2004). Ryhmän etuja tutkimuskäytössä ovat etenkin hyvin tunnettu lajisto ja lajien elintavat, lajien melko suuri määrä (Fennoscandia: n. 400 lajia, Lindroth 1985 ja 1986; Suomi: n. 300 lajia, Rassi ym. 2015), sekä kuoppapyydykseen (ks. Greenslade 1964) perustuvan näytteenoton kustannustehokkuus. Siten maakiitäjaiset ovat olleet hyvä valinta tämän tutkimuksen tutkimuskysymysten selvittämiseen.

Maakiitäjäisillä on myös tiettyjä epäedullisia ominaisuuksia, kuten kasautunut esiintyminen, mikä tulee huomioida tutkimusta tehdessä (Rainio & Niemelä 2003, Koivula 2011). Lisäksi on huomioitava, että kuoppapyydyssaaliit eivät kuvasta todellisia maakiitäjäisten runsaussuhteita, vaan niin sanottua aktiivisuus-runsautta (engl. activity-density). Aktiivisesti liikkuvat, suurikokoiset lajit ovat siten yliedustettuina kuoppapyydyksissä (Thomas ym. 1998).

Tässä tutkimuksessa luokittelin kaikki lajit Lindrothin (1985 ja 1986) elinympäristökuvausten perusteella elinympäristön avoimuuden ja kosteuden mukaan. Luokittelin lajit niiden elinympäristön kosteuden perusteella joko kuivan (D) tai kostean (M) elinympäristön lajeiksi ja samalla elinympäristön avoimuuden perusteella joko avoimen (O) tai metsäisen (F) elinympäristön tai näiden molempien lajeiksi eli generalisteiksi (G). Vastaavaa tapaa ja melko yhtenevää luokittelua on käytetty yleisesti muissakin tutkimuksissa (Saarikivi ym. 2010, Venn ym. 2013, Saarikivi ym. 2014). On huomattava, että sanalla ”generalisti” tässä tutkimuksessa tarkoitetaan lajeja, jotka ovat nimenomaan elinympäristön avoimuuden suhteen generalisteja, eivät muiden lajin elinympäristövaatimuksia määrittävien tekijöiden suhteen. Kullekin lajille antamani luokitukset löytyvät lajilistan yhteydestä (Liite 1).

Erotellessani havainnoista harvinaiset maakiitäjäislajit käytin harvinaisuuden arviointiin Suomen Kovakuoriaistyöryhmän kovakuoriaisille laatimia tuoreimpia frekvenssipisteitä (Rassi ym. 2015). Frekvenssipisteet kuvastavat lajien harvinaisuutta tietyinä 10km x 10km ruutujen

määränä, joissa laji esiintyy tai sen arvioidaan esiintyvän Suomessa. Frekvenssipisteiden (fp) perusteella lajit jaetaan hyvin harvinaisiin (100fp: 0-3 ruutua, 80fp: 4-6 ruutua), harvinaisiin (60fp: 7-12 ruutua, 40fp: 13-25 ruutua), melko harvinaisiin (30fp: 26-50 ruutua, 20fp: 51-100 ruutua), melko yleisiin (15fp: 101-200 ruutua, 10fp: 201-400 ruutua), yleisiin (6fp: 401-800 ruutua, 4fp: 801-1600 ruutua) ja hyvin yleisiin (2fp: 1601-3200 ruutua, 1fp: >3201 ruutua; Rassi ym. 2015).

2.4. Yleistetyt lineaariset sekamallit (GLMM)

Selvitin runsaimpien lajien ja lopuista lajeista elinympäristön avoimuuden ja kosteuden perusteella muodostettujen lajiryhmien (OD, OM, GM, FM) runsaudessa näkyvää vastetta rinteeseen ekspositioon ja jatkuviin muuttujiin (pH, muurahaisten runsaus, täyttömäen ikä ja korkeus) yleistettyjen lineaaristen sekamallien (GLMM) avulla. Lajikohtainen malli sovitettiin kullekin 9 runsaimmalle lajille (≥ 142 yksilöä saaliissa) sekä lopuista lajeista muodostetuille 4 lajiryhmälle, joissa oli mallin toimivuuden kannalta riittävä määrä yksilöitä (FM: 56 yksilöä, GM: 69 yksilöä, OM: 96 yksilöä, OD: 526 yksilöä).

Pyydysten koenta-ajanjaksot sisällytettiin malliin, sillä maakiitäjäisten vuodenaikainen runsauden vaihtelu tulee huomioida mallissa ja eri koentajaksojen havaintoja voidaan tällöin käsitellä analyysissä itsenäisinä, vaikka paikka on sama (Kotze ym. 2012a). Yksittäinen koenta-ajanjakso jouduttiin jättämään pois analyysistä 6 lajin tapauksessa mallin toimivuuden takaamiseksi. Pois jätettyjen jaksojen aikana pyydyksiin oli mennyt kaikilla täyttömäillä yhteensä vain 0-2 lajin yksilöä, mikä olisi vääristänyt analyysia. Sain kullekin lajille lopullisen mallin karsimalla yksi kerrallaan pois selittävät muuttujat, jotka eivät olleet tilastollisesti merkitseviä ($p > 0,05$), mutta jätin lopulliseen malliin aina pH:n ja eksposition niiden tilastollisesta merkitsevyydestä riippumatta, sillä maakiitäjäisten on osoitettu reagoivan herkästi maan pH:n eroihin (Paje & Mossakowski 1984, Merivee ym. 2005), ja ekspositio eli etelä- ja pohjoisrinteen vertailu on keskeisin osa tutkimuskysymyksissäni.

Vastemuuttujana oli kullakin pyyntijaksolla täyttömäen rinteestä saatu lajin tai lajiryhmän yksilömäärä. Kerroin sisälsi ensimmäisen pyyntijakson ja pohjoisrinteen eli etelärinnettä ja jatkuvia muuttujia verrattiin aina pohjoisrinteen ensimmäisen pyyntijakson saaliiseen. Analyysissä oli käytössä Poissonin jakauma normaalijakauman sijaan, koska maakiitäjäisten on todettu esiintyvän kasautuneesti (Niemelä ym. 1996, Koivula 2011). Lajien yksilömäärät muunnettiin ensin käänteisluvuikseen, koska näin saadaan korjattua ylidispersiota eli mallin odottamaa vaihtelua suurempaa aineiston vaihtelua (Harrison 2014). Koska jatkuvat muuttujat (pH, muurahaisten runsaus,

täyttömäen ikä, korkeus) olivat alun perin eri mittayksiköissä, ne kaikki muunnettiin nollakeskiarvon ja yksikkövarianssin mukaisiksi. Näin voidaan parhaiten tarkastella niiden suhteellista osuutta mallissa näkyvään maakiitäjäisten vasteeseen (Schiellzeth 2010).

Sovitin kaikki mallit R-ohjelmiston *vegan package*:n avulla (Oksanen ym. 2015: the *vegan package*; R-Core Team, Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria).

2.5. Moniulotteinen skaalaus (NMDS), rarefaktio ja t-testi

Moniulotteisen skaalauksen (*non-metric multidimensional scaling*, NMDS) avulla tarkastelin miten selvästi etelä- ja pohjoisrinteiden lajiyhteisöt eroavat toisistaan ja kuinka suuret taas lajiyhteisöjen yhtäläisyydet ja erot kaikkien täyttömäkien välillä ovat. NMDS sopii hyvin eliöyhteisöjen koostumuksien erojen tarkasteluun (McCune & Grace 2002). Vektoreiksi valittiin täyttömäen ikä, korkeus, hämähäkkien runsaus ja maakiitäjäisten lajimäärä. Näillä arveltiin olevan säännönmukaista vaikutusta lajiyhteisön koostumukseen. Lisäksi haluttiin nähdä, onko eri yhteisöissä eroja lajimäärävektorin suuntaan.

Lisäksi hyödynsin rarefaktiota, jonka avulla voidaan arvioida satunnaisesti koko näytteestä valitun tietyn kokoisen otoksen odotettavissa oleva lajimäärä (Simberloff 1978, Magurran 2004). Rarefaktion avulla arvioin näyteeseen riittävyttä sekä vertailin maakiitäjäisyhteisöjen havaittua ja potentiaalista lajimäärää.

Sovitin NMDS:n sekä rarefaktiot R-ohjelmiston *vegan package*:n avulla (Oksanen ym. 2015: the *vegan package*; R-Core Team, Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria).

Vertasin kunkin täyttömäen etelä- ja pohjoisrinteen koko pyyntikauden kokonaislajimääriä keskenään ja kokonaisyksilömääriä keskenään. Tein kummallekin parittaisen kaksisuuntaisen t-testin. Valitsin kaksisuuntaisen testin, koska on myös mahdollista, että ekspositio vaikuttaa oikeasti vastakkaiseen suuntaan kuin ennusteeni. Tein t-testit Microsoft Office Excelin avulla.

3. TULOKSET

Täyttömäiltä saatiin kuoppapyydyksillä yhteensä 5557 yksilöä maakiitäjäisiä, jotka kuuluivat 66 eri lajiin (ks. Liite 1). Täyttömäkikohtaiset koko pyyntikauden yksilömäärät vaihtelivat 137-1831 yksilön välillä ja lajimäärät vaihtelivat 13-35 lajin välillä (Taulukko 2). Kuoppapyyntin aikana menetettiin yhteensä 12 % kuoppapyydyksistä.

Taulukko 2. Koko pyyntikauden laji- ja yksilömäärä kullakin täyttömäellä sekä laji- ja yksilömäärä kunkin täyttömäen etelä- ja pohjoisrinteessä. Luvuista suurempi on lihavoitu.

Täyttömäki	lajimäärä yhteensä	lajimäärä etelärinne	lajimäärä pohjoisrinne	yksilömäärä yhteensä	yksilömäärä etelärinne	yksilömäärä pohjoisrinne
Alppikyla	20	16	15	370	151	219
Kerava	26	21	17	199	115	84
Kivikko	25	17	20	924	362	562
Kontula	25	23	18	1831	1227	604
Kulomaki	28	23	12	154	177	37
Malminkartano	26	22	14	385	195	190
Paloheina	24	18	18	612	410	202
Rekola	24	17	18	138	53	85
Tali	13	9	8	137	73	64
Vuosaari	35	25	23	809	233	576

3.1. Täyttömäiltä havaittiin kuivien elinympäristöjen lajeja

Selvästi runsain, viidellä täyttömäellä lajiyhteisöä voimakkaasti dominoiva laji oli kuivan elinympäristön generalisti, aitosysikiitäjäinen, *Pterostichus melanarius* (40 % koko aineiston maakiitäjäisyksilöistä, yhteensä 2222 yksilöä). Seuraavaksi runsaimmat lajit sisälsivät myös kuivan elinympäristön generalistilajeja (*Ophonus rufibarbis*, 14,1 %, 783 yksilöä ja *Pterostichus niger*, 5,7 %, 317 yksilöä) ja kuivan ja avoimen elinympäristön lajeja (*Harpalus rufipes*, 7,6 %, 420 yksilöä; *Pterostichus niger*, 5,7 %, 317 yksilöä; *Poecilus versicolor*, 5,2 %, 288 yksilöä; *Amara communis*, 3,0 %, 164 yksilöä ja *Synuchus vivalis*, 2,6 %, 142 yksilöä) sekä yhden kostean metsäelinympäristön lajin (*Trechus secalis*, 4,4 %, 247 yksilöä). Loput, näitä harvalukuisemmat lajit (1-108 yksilöä/laji) sisälsivät enimmäkseen kuivan ja avoimen elinympäristön lajeja (25 lajia, 426 yksilöä). Seuraavaksi eniten oli kostean metsäelinympäristön lajeja (10 lajia, 161 yksilöä), kostean avoimen elinympäristön lajeja (6 lajia, 94 yksilöä) ja kostean elinympäristön generalistilajeja (5 lajia, 76 yksilöä). Kaikkien lajien täyttömäkikohtaiset havaitut tarkat yksilömäärät on esitetty Liittessä 1.

3.2. Lajiyhteisön koostumus vaihteli täyttömäkien välillä

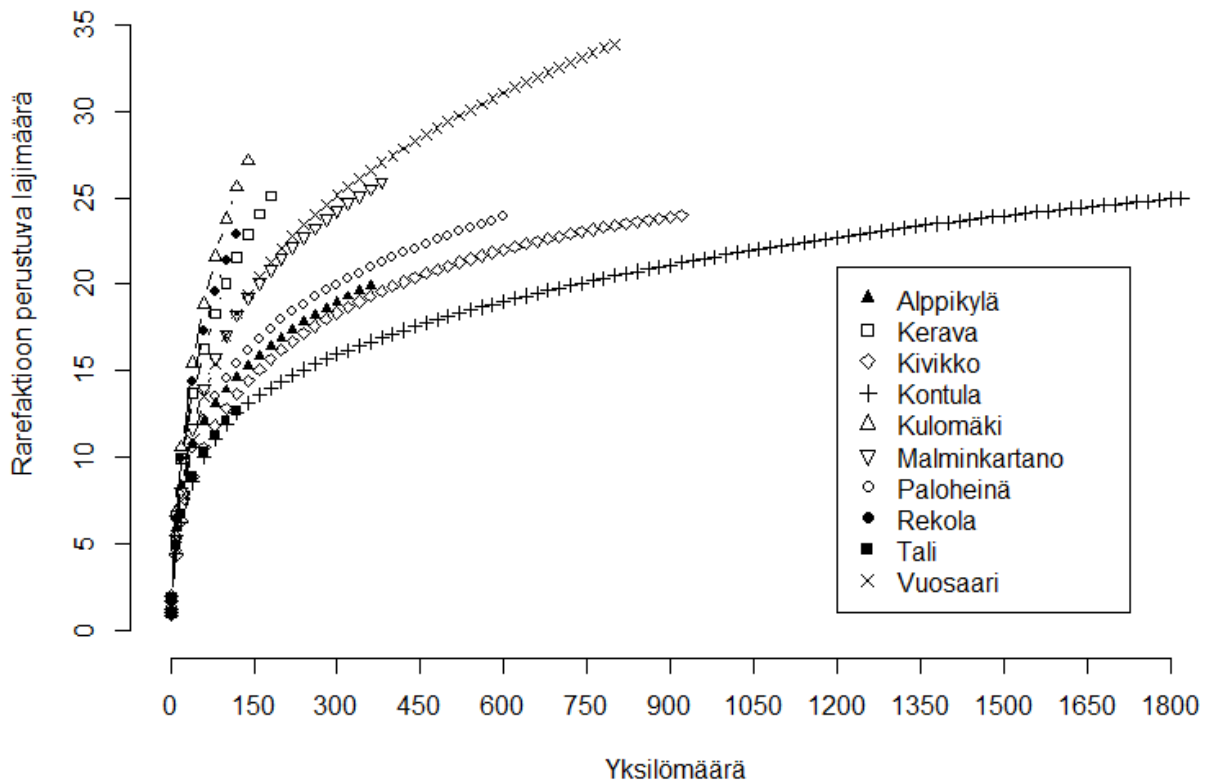
Lajiyhteisön maakiitäjäislajien runsaussuhteet, havaittu lajimäärä ja itse lajisto vaihtelivat huomattavasti eri täyttömäkien välillä. Kuoppapyyntisaaliissa lajiyhteisön dominoivin laji oli 6 täyttömäellä *Pterostichus melanarius*, 2 täyttömäellä *Ophonus rufibarbis* ja 2 täyttömäellä *Trechus secalis*. Ainoastaan *Pterostichus niger* ja *Amara communis* havaittiin esiintyvän kaikilla 10 täyttömäellä. *Pterostichus melanarius*, *Carabus nemoralis* ja *Trechus secalis* havaittiin 9 täyttömäeltä. Yksikään laji ei ollut runsas (>13 yksilöä) useammalla kuin 7 täyttömäellä, useimmiten tätäkin harvemmillä. Toisin sanoen lajeissa ei ollut yhtäkään sellaista kaikille täyttömäille yhteistä lajia, joka olisi ollut kaikilla tai edes lähes kaikilla täyttömäillä runsas. Lajeista 18 havaittiin vain yksittäisiltä täyttömäiltä. NMDS:n perusteellakin lajiyhteisön koostumuksessa oli tilastollisesti merkitsevä ($p = 0,0041$) ero eri täyttömäkien välillä.

Täyttömäkien lajiyhteisöjen havaitut lajimäärät vaihtelivat 13-35 lajin välillä (Taulukko 2). Täyttömäeltä havaitun lajimäärän ja täyttömäen urbaanisuusasteen välillä ei ollut mitään säännönmukaisuutta. Havaittujen lajimäärien lisäksi täyttömäkien potentiaaliset lajimäärät vaihtelivat huomattavasti rarefaktiokäyrien jyrkkyyserojen perusteella (Kuva 2). Kaupunkien reuna-alueille sijoittuvien täyttömäkien (Kerava, Kulomäki, Vuosaari) potentiaalinen lajimäärä vaikutti olevan suurin, sillä näiden täyttömäkien rarefaktiokäyrät eivät saavuttaneet asymptoottiaan ja olivat jyrkkiä jo pienillä otosko'oilla. Sen sijaan kaikkein urbaaneimpien täyttömäkien (Kontula, Kivikko, Alppikylä) potentiaalinen lajimäärä vaikutti olevan kaikkein pienin, sillä näiden täyttömäkien rarefaktiokäyrät olivat kaikkein loivimpia ja ne olivatkin lähes saavuttaneet asymptoottinsa (Kuva 2).

3.3. Täyttömäiltä havaittiin myös harvinaista lajistoa

Täyttömäiltä havaittujen 67 lajin joukossa oli 10 Suomen oloissa epätyypilliseksi eli harvinaisiksi katsottua lajia (Taulukko 3, yleisyyden luokittelu: Rassi ym. 2015), joista suurin osa oli avoimen ja kuivan elinympäristön lajeja. Kaikki havaitut 10 harvinaista lajia esiintyivät täyttömäillä melko harvalukuisina ja niistä 9 havaittiin vain yksittäiseltä täyttömäeltä. 7 lajia esiintyi etelärinteissä, 2 pohjoisrinteissä ja 1 molemmissa. Lajien joukossa ei ollut yhtäkään uusimmassa uhanalaisuusarvioinnissa (Hyvärinen ym. 2019) uhanalaista tai silmälläpidettävää lajia. Yksi lajeista,

hämeensiemenkiittäjäinen, *Amara littorea*, arvioitiin vaarantuneeksi vielä vuoden 2010 uhanalaisuusarvioinnissa (Rassi ym. 2010).



Kuva 2. Kaikkien täyttömäkien rarefaktiot. Kunkin rarefaktiokäyrän viimeinen piste on kohteesta oikeasti saatu yksilö- ja lajimäärä. Useimpien täyttömäkien rarefaktiot eivät lainkaan yllä asymptoottiinsa. Urbaaneimpien täyttömäkien (Alppikylä, Kivikko, Kontula) rarefaktiot ovat kaikkein loivimpia, kun taas jyrkimpien rarefaktioiden joukossa ovat kaupunkien reuna-alueiden täyttömäet (Kulomäki, Kerava, Vuosaari).

Taulukko 3. Täyttömäiltä havaitut harvinaiset ja melko harvinaiset maakiitäjäislajit. E = elinympäristö (O = avoin, D = kuiva, M = kostea, G = generalisti), luokittelu Lindrothin (1985 ja 1986) perusteella, fp = lajin harvinaisuus Suomessa frekvenssipistearvona (Rassi ym. 2015): 20-30 = melko harvinainen, 40-60 = harvinainen, 80-100 = hyvin harvinainen, täyttömäet: kohteet, joilta laji havaittiin, rinteet: N = pohjoisrinne, S = etelärinne.

Laji	E	fp	täyttömäet	rinteet	yksilömäärä yht.
<i>Amara littorea</i>	OD	100	Kontula	N	1
<i>Calathus ambiguus</i>	OD	80	Vuosaari	S	2
<i>Amara convexiuscula</i>	OD	60	Kivikko	S	3
<i>Harpalus rubripes</i>	OD	40	Vuosaari	S	12
<i>Trechoblemus micros</i>	OM	30	5 täyttömäkeä	N ja S	15
<i>Amara ingenua</i>	OD	30	Kivikko	N	1
<i>Harpalus luteicornis</i>	G	30	Tali	S	7
<i>Ophonus laticollis</i>	GD	30	Malminkartano	S	15
<i>Cymindis angularis</i>	OD	20	Vuosaari	S	8
<i>Amara cursitans</i>	OD	20	Kivikko	S	2

3.4. Etelä- ja pohjoisrinteiden väliset erot

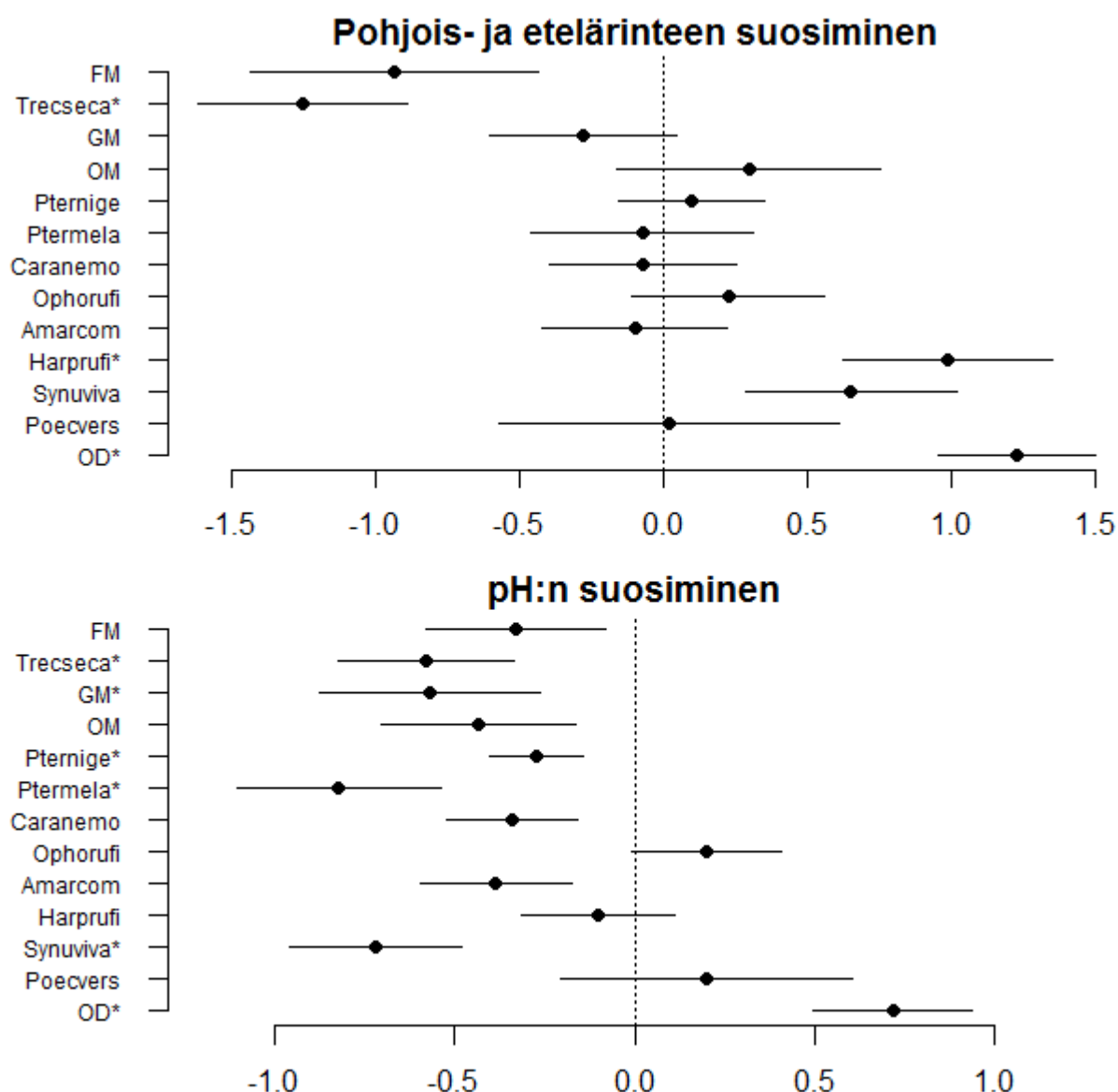
Etelä- ja pohjoisrinteen suosimista kuvaavien eri lajien ja lajiryhmien mallin (GLMM) kertoimien (Taulukko 4) ja näiden lajien ja lajiryhmien elinympäristövaatimusten välillä havaittiin selvä säännönmukaisuus (Kuva 3). Avoimen ja kuivan elinympäristön lajit ja lajiryhmät suosivat enimmäkseen etelärinteitä, kun taas kostean metsäelinympäristön lajit suosivat pohjoisrinteitä. Kaikkein selkeimmin etelärinnettä suosi yksilömääriltään vähälukuisista kuivan ja avoimen elinympäristön lajeista muodostettu OD-lajiryhmä (estimaatti = 1,223, keskivirhe = 0,273, $p < 0,001$). Yksittäisillä kuivan ja avoimen elinympäristön lajeilla etelärinteen suosiminen vaihteli olemattomasta (*Amara communis*, *Poecilus versicolor*) selvään (*Harpalus rufipes*, *Synuchus vivalis*) suosimiseen. Kuivan elinympäristön generalistilajeilla (*Pterostichus melanarius*, *P. niger*, *Ophonus rufibarbis*, *Carabus nemoralis*) rinteiden suosimisessa ei ollut selvää eroa rinteiden välillä. Kostean elinympäristön generalistilajeista muodostettu GM-lajiryhmä suosi hieman pohjoisrinteitä. Kostean ja avoimen elinympäristön lajeista muodostettu OM-lajiryhmä suosi hieman etelärinteitä. Pohjoisrinteitä suosivat selvästi kostean metsäelinympäristön laji *Trechus secalis* (estimaatti = -1,253, keskivirhe = 0,365, $p < 0,001$) sekä kostean metsäelinympäristön lajeista muodostettu FM-lajiryhmä (estimaatti = -0,934, keskivirhe = 0,498, $p = 0,060$).

Saman täyttömäen etelä- ja pohjoisrinteen lajiyhteisöjen välinen ero oli suurin 5 suurella ($A = 17,5\text{--}38$ ha) täyttömäellä ja pienin 5 pienellä ($A = 3,5\text{--}6$ ha) täyttömäellä NMDS-

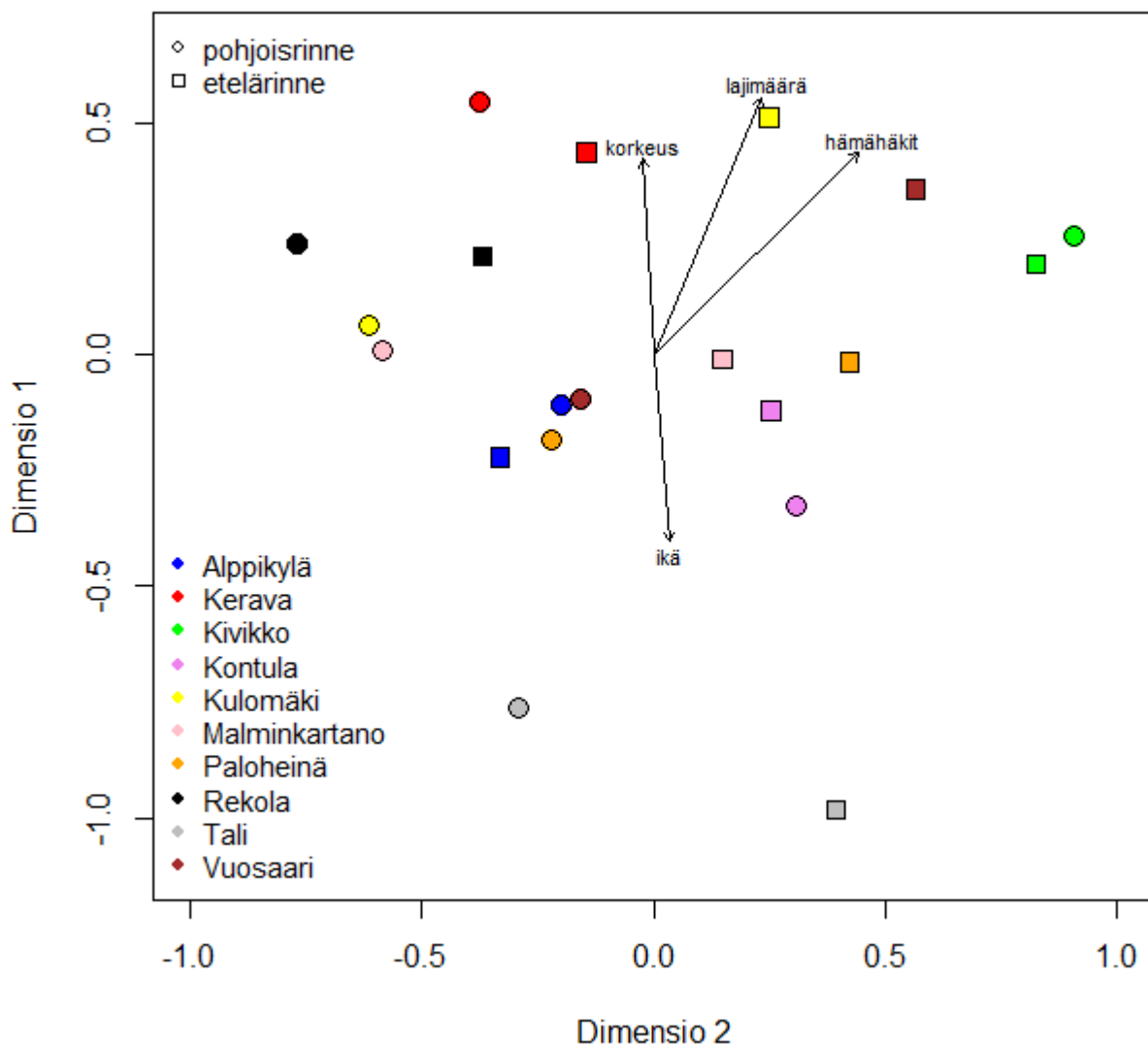
ulottuvuuskartalla (Kuva 4). Viiden suuren täyttömäen pohjoisrinteiden lajiyhteisöt muistuttivat hieman toisiaan ja etelärinteiden lajiyhteisöt muistuttivat hieman toisiaan sijoittuen ulottuvuuskartan eri puoliskoille. Sen sijaan 5 pienellä täyttömäellä ei ollut mitään säännönmukaista eroa etelä- ja pohjoisrinteiden lajiyhteisöjen välillä (Kuva 4).

Vertailtaessa kaikkia 10 täyttömäkeä moniulotteisessa skaalauksessa (NMDS) lajiyhteisöjen koostumuksessa ei ollut tilastollisesti merkitsevää säännönmukaista eroa etelä- ja pohjoisrinteiden välillä ($p = 0,11$). NMDS-ulottuvuuskartalla etelä- ja pohjoisrinteiden lajiyhteisöt ryhmittäytyivätkin vain heikosti toisistaan eroaviksi, suurelta osin päällekkäisiksi pisteparviksi (Kuva 5).

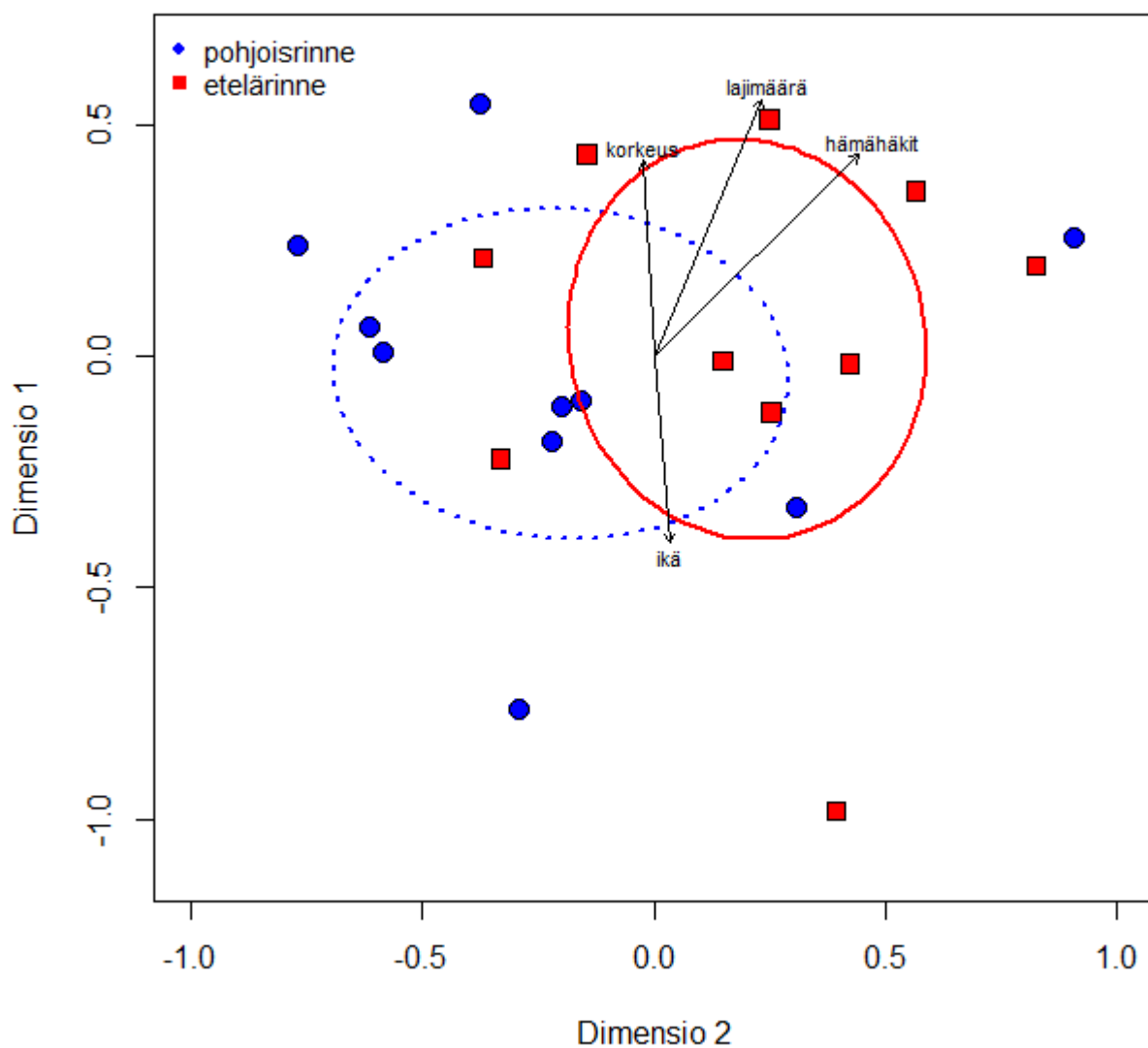
Etelä- ja pohjoisrinteiden lajimäärissä oli jonkin verran säännönmukaista eroa. Lajimäärät olivat etelärinteissä useammassa tapauksissa pohjoisrinteiden lajimääriä korkeampia (Taulukko 2). Parittaisen kaksisuuntaisen t-testin tulos oli $p = 0,068$ sille, että nollahypoteesi kokonaislajimäärien rinteidenväliselle erolle on voimassa. Etelä- ja pohjoisrinteiden kokonaisyksilömäärissä ei ollut mitään säännönmukaista eroa (Taulukko 2). Parittaisen kaksisuuntaisen t-testin tulos oli $p = 0,66$ sille, että nollahypoteesi kokonaisyksilömäärien rinteidenväliselle erolle on voimassa.



Kuva 3. Ylempi kuvaaja: Etelä- ja pohjoisrinteen suosimista kuvaavat mallien (GLMM) kulmakerroinestimaatit eri lajeille ja lajiryhmille. Alempi kuvaaja: pH:n suosimista kuvaavat mallien (GLMM) kulmakerroinestimaatit eri lajeille ja lajiryhmille. Viikset kuvaavat keskivirhettä, pisteet mallien kulmakerroinestimaatteja. Lajien nimet on lyhennetty yhdistämällä suvun ja lajinimen 4 ensimmäistä kirjainta. Lajiryhmät: FM = metsä ja kostea, GM = generalisti ja kostea, OM = avoin ja kostea, OD = avoin ja kuiva. Asteriski (*) tarkoittaa tilastollista merkitsevyyttä ($p < 0,05$). Lajit ja lajiryhmät on järjestetty etukäteen (*a priori*) ylhäältä alas metsäisimmän ja kosteimman elinympäristön lajeista avoimimman ja kuivimman elinympäristön lajeihin Lindrothin (1985 ja 1986) elinympäristökuvauksiin perustuen. Ylemmässä kuvaajassa näkyy selvä säännönmukaisuus avoimuuteen ja kosteuteen perustuvien elinympäristövaatimuksien ja rinteiden suosimisen välillä. Alemmassa kuvaajassa näkyy osittainen säännönmukaisuus avoimuuteen ja kosteuteen perustuvien elinympäristövaatimuksien ja pH:n suosimisen välillä.



Kuva 4. Yksittäisten täyttömäkien etelä- ja pohjoisrinteiden lajiyhteisöjen vertailu NMDS-ulottuvuuskartalla. Etelä- ja pohjoisrinteiden lajiyhteisöjen välinen ero eli niiden etäisyys ulottuvuuskartalla on pienin 5 pienellä ($A = 3,5\text{--}6$ ha) täyttömäellä (Alppikylä, Kerava, Kivikko, Kontula, Rekola) ja suurin lopuilla 5 suurella ($A = 17,5\text{--}38$ ha) täyttömäellä (Kulomäki, Malminkartano, Paloheinä, Tali, Vuosaari). 5 suuren täyttömäen pohjoisrinteiden lajiyhteisöt sijoittuvat kentän vasemmalle puoliskolle ja etelärinteiden lajiyhteisöt sijoittuvat kentän oikealle puoliskolle. 5 pienen täyttömäen kohdalla ei näy mitään säännönmukaista eroa etelä- ja pohjoisrinteiden lajiyhteisöjen välillä.



Kuva 5. Täyttömäkien etelä- ja pohjoisrinteiden lajiyhteisöjen koostumuksen vertailu NMDS-ulottuvuuskartalla. Etelä- ja pohjoisrinteiden lajiyhteisöjen välillä ei näy selvää säännönmukaista eroa.

Taulukko 4. Lajien ja lajiryhmien vasteet ekspositioon, pH:hon, mäen ikään ja muurahaisten runsauteen yleistetyissä lineaarisissa sekamalleissaan (GLMM). Lajiryhmät: FM = metsä ja kostea, GM = generalisti ja kostea, OM = avoin ja kostea, OD = avoin ja kuiva. Taulukossa esitetään lajin/lajiryhmän vaste mallissa mäen ikään ja muurahaisten runsauteen vain niissä tapauksissa, joissa nämä muuttujat olivat tilastollisesti merkitseviä, muissa tapauksissa ne poistettiin lopullisesta mallista. Kerroin sisältää pohjoisrinteen ja ensimmäisen pyyntijakson.

Laji		kerroin	ekspositio	pH	mäen ikä	muurahaiset
<i>Pterostichus melanarius</i>	Estimaatti	-4,909	0,097	-0,273		
	keskivirhe	0,320	0,250	0,132		
	p-arvo	< 0,001	0,700	0,038		
<i>Ophonus rufibarbis</i>	Estimaatti	-5,047	0,224	0,198	1,680	
	keskivirhe	0,720	0,335	0,207	0,661	
	p-arvo	< 0,001	0,503	0,338	0,011	
<i>Harpalus rufipes</i>	Estimaatti	-5,262	0,983	-0,101		
	keskivirhe	0,666	0,362	0,214		
	p-arvo	< 0,001	0,007	0,635		
<i>Pterostichus niger</i>	Estimaatti	-4,726	-0,075	-0,821		0,458
	keskivirhe	0,904	0,386	0,281		0,194
	p-arvo	< 0,001	0,846	0,004		0,018
<i>Poecilus versicolor</i>	Estimaatti	-5,244	0,019	0,200		0,559
	keskivirhe	0,978	0,588	0,406		0,284
	p-arvo	< 0,001	0,975	0,622		0,049
<i>Trechus secalis</i>	Estimaatti	-6,624	-1,253	-0,579		
	keskivirhe	0,604	0,365	0,242		
	p-arvo	< 0,001	< 0,001	0,017		
<i>Amara communis</i>	Estimaatti	-4,218	-0,100	-0,386		
	keskivirhe	0,337	0,320	0,209		
	p-arvo	< 0,001	0,7542	0,065		
<i>Carabus nemoralis</i>	Estimaatti	-4,547	-0,071	-0,342		
	keskivirhe	0,360	0,326	0,183		
	p-arvo	< 0,001	0,828	0,061		
<i>Synuchus vivalis</i>	Estimaatti	-6,233	0,650	-0,720		-0,633
	keskivirhe	0,663	0,365	0,240		0,168
	p-arvo	< 0,001	0,075	0,003		< 0,001
FM-lajiryhmä	Estimaatti	-6,179	-0,934	-0,328	-0,509	
	keskivirhe	0,533	0,498	0,249	0,225	
	p-arvo	< 0,001	0,060	0,188	0,024	
GM-lajiryhmä	Estimaatti	-4,906	-0,279	-0,569		
	keskivirhe	0,460	0,322	0,305		
	p-arvo	< 0,001	0,385	0,062		
OD-lajiryhmä	Estimaatti	-5,365	1,223	0,7156		
	keskivirhe	0,619	0,273	0,219		
	p-arvo	< 0,001	< 0,001	0,001		
OM-lajiryhmä	Estimaatti	-5,699	0,296	-0,432		
	keskivirhe	0,484	0,456	0,270		
	p-arvo	< 0,001	0,517	0,11		

3.5. Maakiitäjäisten vasteet pH:hon, muurahaisiin ja täyttömäen ikään ja korkeuteen

Lajeille ja lajiryhmille tehdyissä yleistetyissä lineaarisissa sekamalleissa pH oli tilastollisesti merkitsevä muuttuja 6 tapauksessa 13:sta (Taulukko 4). pH:n kasvu oli yhteydessä pienempiin yksilömääriin 10 tapauksessa, ja suurempiin yksilömääriin 3 tapauksessa (OD-lajiryhmä, *O. rufibarbis*, *P. versicolor*). Kaikki metsän ja kostean elinympäristön lajit, generalisilajit ja avoimen ja kuivan elinympäristön laji *Synuchus vivalis* reagoivat negatiivisesti pH:n kasvuun, kun taas pH:n kasvuun positiivisesti reagoivista lajeista kaikki olivat avoimen ja kuivan elinympäristön lajeja (Kuva 3).

Yleistetyissä lineaarisissa sekamalleissa koko täyttömäen ominaisuuksia kuvaavilla muuttujilla ja lajien runsaudella ei ollut tilastollisesti merkitsevää yhteyttä juuri missään tapauksessa (Taulukko 4). FM-lajiryhmän vaste kasvavaan täyttömäen ikään oli tilastollisesti merkitsevä ja negatiivinen (estimaatti = -0,509, keskivirhe = 0,225, $p = 0,024$) ja lajin *Ophonus rufibarbis* vaste tilastollisesti merkitsevä ja positiivinen (estimaatti = 1,68, keskivirhe = 0,661, $p = 0,011$), kun taas muiden lajien malleissa täyttömäen ikä ei ollut tilastollisesti merkitsevä. Täyttömäen korkeus ei ollut tilastollisesti merkitsevä muuttuja minkään lajin tai lajiryhmän mallissa.

Muurahaisten yksilömäärä oli tilastollisesti merkitsevä, positiivisesti vaikuttava muuttuja lajin *Poecilus versicolor* kohdalla (estimaatti = 0,559, keskivirhe = 0,284, $p = 0,049$) ja *Pterostichus niger* kohdalla (estimaatti = 0,458, keskivirhe = 0,194, $p = 0,018$) ja negatiivisesti vaikuttava muuttuja lajin *Synuchus vivalis* kohdalla (estimaatti = -0,633, keskivirhe = 0,168, $p < 0,001$; Taulukko 4). Muiden testattujen lajien ja lajiryhmien kohdalla muurahaisten yksilömäärä ei ollut tilastollisesti merkitsevä muuttuja.

4. TULOSTEN TARKASTELU

Rinteiden suosimisen ja elinympäristövaatimusten välillä havaittiin selvä säännönmukaisuus. Kuivan ja avoimen elinympäristön lajit suosivat etelärinnettä, kun taas kostean metsäelinympäristön lajit suosivat selvästi pohjoisrinnettä. Täyttömäillä dominoivat pääasiassa kuivan elinympäristön lajit: niin kuivan elinympäristön generalistilajit kuin myös kuivan ja avoimen elinympäristön lajit. Silti niin yhteisöjen koostumus kuin myös lajimäärä vaihtelivat huomattavasti eri täyttömäkien välillä. NMDS-ulottuvuuskartalla maakiitäjäisyhteisön koostumuksessa ei ollut tilastollisesti merkitsevää säännönmukaista eroa etelä- ja pohjoisrinteiden välillä, mutta rinteidenvälinen ero oli sitä suurempi, mitä suurempi täyttömäki oli, ja pelkästään suuria (17-38ha) täyttömäkiä tarkasteltaessa maakiitäjäisyhteisön koostumuksessa oli selvää rinteidenvälistä säännönmukaisuutta.

4.1. Rinteen ekspositio vaikuttaa lajiyhteisön koostumukseen täyttömäillä

Rinteiden suosimisessa ja lajien elinympäristövaatimusten välillä havaittiin selvä säännönmukaisuus (Kuva 3). Kuivan ja avoimen elinympäristön lajit suosivat enimmäkseen etelärinnettä, kun taas kostean metsäelinympäristön lajit suosivat selvästi pohjoisrinnettä. Säännönmukaisuudesta poikkesivat lajit *Poecilus versicolor* ja *Amara communis*, jotka eivät suosineet selvästi kumpaakaan rinnettä, vaikka kuivan ja avoimen elinympäristön lajeina niiden odottaisi suosivan etelärinnettä. Tämä selittynee sillä, että lajin *Poecilus versicolor* yksilöistä lähes kaikki (87 %) saatiin pienimmiltä (3,5–6 ha) täyttömäiltä, joilla rinteidenvälisen säännönmukaisuuden esiin saaminen vaikutti olevan NMDS:n perusteella vaikeaa, ja lajin *Amara communis* luokittelu taas oli hieman epävarmaa sekä elinympäristön kosteuden että avoimuuden osalta (Lindroth 1985 ja 1986).

Saatu säännönmukainen tulos rinteiden suosimisen ja lajien elinympäristövaatimusten välillä vastaa ensimmäisen hypoteesin ennustetta, ja antaa siten tukea hypoteesille. Tulos on todennäköisesti pääpiirteissään yleistettävissä ainakin muita täyttömäellä eläviä niveljalkaisryhmiä koskevaksi. Varsinkin ekologiaaltaan samankaltaisten, eli maanpinnalla ja kenttäkerroksen kasvillisuudessa elävien niveljalkaisten voisi odottaa reagoivan vastaavalla tavalla auringon säteilyn intensiteetin jakautumiseen täyttömäen muotojen mukaan, eli siten, että kuivan ja valoisan elinympäristön lajit menestyisivät parhaiten etelärinteissä, kun taas kostean ja varjoisan elinympäristön lajit menestyisivät parhaiten pohjoisrinteissä.

Eksposition vaikutuksesta lajiyhteisöjen koostumukseen on selvää näyttöä luonnollisissa elinympäristöissä (Perring 1959, Tolbert 1975, Armesto & Martinez 1978, Weiss ym.

1988). Tässä tutkimuksessa havaittiin mahdollisesti ensimmäistä kertaa vastaava säännönmukaisuus ihmisen luomissa elinympäristöissä. Tulos sopii hyvin luonnollisissa elinympäristöissä havaittuun eksposition vaikutukseen kasviyhteisöihin, missä myös havaittiin kuivan elinympäristön lajien esiintyvän runsaimpina eniten auringonsäteilyä saavissa rinteissä (Perring 1959, Armesto & Martinez 1978). Ei pitäisikään olla erityisiä syitä olettaa, että eksposition vaikutus eliöyhteisöihin olisi erilainen ihmisen luomissa elinympäristöissä kuin luonnollisissa.

Säännönmukainen ja johdonmukainen tulos elinympäristövaatimuksiltaan erilaisten lajien ja lajiryhmien eri rinteiden suosimisessa vahvistaa tässä tutkimuksessa ekspositioltaan eroavien rinteiden erojen selvittämiseen käytettyjen menetelmien luotettavuuden. Erityisesti tulos antaa tukea tutkimuksessa käytettyjen Lindrothin (1985 ja 1986) elinympäristöluokitusten paikkansapitävyydelle ja siihen perustuvalla tarkastelulla. On epätodennäköistä, että johdonmukainen tulos olisi sattumaa. Ehkäpä ainoa tekijä, joka voisi saada eroja aikaiseksi täyttömäkien pohjois- ja etelärinteiden välille auringonsäteilyn lisäksi on keskimääräinen vallitseva tuulen suunta, joka Suomessa on usein lounaasta, eli etelärinteen puolelta. Etelärinteiden tuulisuus saattaisi kuitenkin ennemmin vähentää kuin voimistaa nyt havaittuja rinteiden välisiä eroja, sillä tutkituista avoimen ympäristön lajeista valtaosa on lämpöä suosivia (esim. *Harpalus*, *Amara*, kts. Lindroth 1985 ja 1986), jolloin tuulisuuden mahdollisesti maanpintaa viilentävän vaikutuksen voisi odottaa heikentävän niiden elinolosuhteita etelärinteissä.

Saman täyttömäen etelä- ja pohjoisrinteen lajiyhteisöjen välinen ero oli huomattava 5 suurella (17,5–38 ha) täyttömäellä ja vähäinen 5 pienellä (3,5–6 ha) täyttömäellä NMDS-ulottuvuuskartalla. Lisäksi 5 suuren täyttömäen pohjoisrinteiden lajiyhteisöt muistuttivat hieman toisiaan ja etelärinteiden lajiyhteisöt muistuttivat hieman toisiaan, kun taas 5 pienellä täyttömäellä ei ollut mitään säännönmukaista eroa etelä- ja pohjoisrinteiden lajiyhteisöjen välillä (Kuva 4). Näiden tulosten perusteella vaikuttaa siltä, että etelä- ja pohjoisrinteiden lajiyhteisöt kehittyvät keskenään erilaisiksi vain suurilla täyttömäillä. Sen sijaan pienille täyttömäille ei vaikuta kehittyvän selkeää rinteidenvälistä eroa lajiyhteisöjen koostumuksissa, vaan pieni täyttömäki on kokonaan melko yhtenäistä lajiyhteisöä.

Havainto voi kertoa eksposition erojen korostumisesta suurilla täyttömäillä. Pienillä täyttömäillä ympäröivien, mäkeä korkeampien puiden varjostus todennäköisesti vähentää huomattavasti rinteidenvälistä eroa auringonsäteilyn määrässä, kun taas suuri mäki nousee puiden yläpuolelle. Toisaalta myös rinteiden välinen etäisyys voi selittää havaintoa. Pienellä täyttömäellä maakiitäjäisyksilö kykenee helposti liikkumaan koko täyttömäen alueella, kun taas suurella täyttömäellä eri rinteitä erottaa toisistaan korkea ja laaja huippualue, jolloin eri rinteiden maakiitäjäisyhteisöt ovat selvemmin erilliset.

Koska tässä tutkimuksessa pienillä (3,5–6 ha) täyttömäillä rinteidenvälinen ero oli vähäinen ja suurilla (17,5–38 ha) täyttömäillä selvä, niin vaikuttaa siltä, että täyttömäen täytyy olla kooltaan vähintään jotain 6 hehtaarin ja 17,5 hehtaarin väliltä, jotta selvä rinteidenvälinen ero voi kehittyä. On myös hyvin mahdollista, että täyttömäen korkeus on itse asiassa vahvemmin yhteydessä rinteiden väliseen eroon, eikä niinkään pinta-ala. Yleensä täyttömäen korkeus ja pinta-ala ovat kuitenkin korreloituneet keskenään, joten täyttömäen kokoa voi yhtä hyvin ilmaista pinta-alalla kuin korkeudella.

Vertailtaessa kaikkia 10 täyttömäkeä moniulotteisessa skaalauksessa (NMDS) lajiyhteisöjen koostumuksessa ei havaittu tilastollisesti merkitsevää säännönmukaista eroa etelä- ja pohjoisrinteiden välillä. Tulos näyttää selittyvän juuri sillä, että vain suurilla (17,5–38 ha) täyttömäillä oli rinteidenvälistä säännönmukaista eroa, kun taas pienillä täyttömäillä (3,5–6 ha) ei niinkään ollut, mikä on peittänyt eron alleen.

Esiin ei saatu toisen hypoteesin ennustamaa selvää laji- ja yksilömäärien eroa eri rinteiden välillä. Lajimäärät olivat useimmissa tapauksissa kyllä ennusteen mukaisesti hieman pohjoisrinteitä korkeammat, ja t-testissä ($p = 0,68$) päästiinkin hyvin lähelle käytettyä ($p = 0,05$) tilastollisen merkitsevyyden rajaa. Kuitenkaan kokonaisyksilömäärissä ei ollut mitään säännönmukaisuutta. Tämä ei näytä selittyvän pienten ja suurten täyttömäkien eroilla. Niin sanotun lajimäärä-energia-hypoteesin (species–energy hypothesis) mukaan auringonsäteilynä tulevan energian saatavuus säätelee lajien populaatiokokoja, siten sukupuuttotahtia ja siten lopulta myös lajimäärää, mutta ehtona on, että vettä on saatavilla (Wright 1983). On mahdollista, että täyttömäellä auringonsäteily lisääkin kuivuutta etelärinteessä niin paljon, etteivät sateet ja aamukaste enää kompensoi veden menetystä riittävästi, jolloin liiallisissa määrin auringonsäteilyllä voikin olla täyttömäellä yksilömääriä vähentävä vaikutus, toisin kuin muissa elinympäristöissä (Tolbert 1975). Etelärinteiden mahdollisesti pohjoisrinteitä korkeammat lajimäärät saattavat selittyä yksinkertaisesti sillä, että maakiittäjäisissä on paljon avoimien ja kuivien elinympäristöjen lajeja (mm. *Amara*, *Harpalus*; Lindroth 1985 ja 1986). Huomattava on myös se, ettei tässä päästy vertailemaan rinteiden todellisia lajimääriä, sillä useimpien täyttömäkien rarefaktiot eivät yltäneet läheskään asymptoottiinsa (Kuva 2).

4.2. Täyttömäkien maakiittäjäisyhteisöjen erityispiirteet

Lajiyhteisöjen koostumuksessa oli tilastollisesti merkitsevä ero ($p = 0,0041$) eri täyttömäkien välillä, eli lajiyhteisöjen tarkka koostumus siis vaihteli huomattavasti eri täyttömäkien välillä. Dominoivat ja

runsaimmat lajit vaihtelivat täyttömäeltä toiselle. Mitään kaikilla tai edes lähes kaikilla täyttömäillä runsaana esiintyvää lajia ei havaittu. Nämä tulokset kertovat siitä, että täyttömäet ovat keskenään lajiyhteisöiltään uniikkeja. Kaupungissa olevien erillisten elinympäristölaikkujen eliöyhteisöjen koostumuksien selvä eroaminen toisistaan, toisin sanoen niiden uniikkisuus, onkin melko tyypillinen kaupunkiekologinen havainto (Niemelä, J. & Kotze 2009, Saarikivi ym. 2014, Venn ym. 2013).

Vaikka täyttömäet ovatkin uniikkeja lajiyhteisöiltään, hahmottuu tuloksista selviä täyttömäkien lajiyhteisöjä karakterisoivia, kaikkia täyttömäkiä yhdistäviä yleispiirteitä. Tulosten perusteella täyttömäillä menestyvät kuivien elinympäristöjen lajit. Runsaimmat lajit olivat kuivan elinympäristön generalisteja ja kuivan ja avoimen elinympäristön lajeja. Lisäksi lähes puolet kaikista lajeista oli kuivan ja avoimen elinympäristön lajeja. Niinpä näyttää siltä, että koska täyttömäet ovat ilmeisen kuivia elinympäristöjä, niille kehittyä säännönmukaisesti lähinnä kuivien elinympäristöjen lajeista koostuvia, joskin lajikoostumukseltaan vaihtelevia maakiitäjäisyhteisöjä.

Slovakian maaseudun kaatopaikoilla tehdyssä tutkimuksessa dominoivimmat maakiitäjäislajit olivat *Poecilus versicolor*, *Harpalus rufipes* ja *Pterostichus melanarius* (Baranova 2015). Yllättävää on, että samat lajit olivat Slovakian ja Helsingin maantieteellisestä etäisyydestä huolimatta myös Helsingin täyttömäillä viiden dominoivimman lajin joukossa. Lajit eivät kuitenkaan ole pelkästään täyttömäille ominaisia, sillä ne esiintyvät erityisen tyypillisinä myös ympäröivissä avoimissa elinympäristöissä niin Slovakiassa (Baranova 2015), kuin myös Helsingissä (Saarikivi ym. 2014 ja 2010, Venn ym. 2013). Vaikuttaa siltä, että täyttömäkien lajiston runsaimmissa lajeissa on paljon samaa muissakin avoimissa elinympäristöissä esiintyvän lajiston kanssa.

Kaikkien täyttömäkien lajiyhteisöt olivat melko voimakkaasti yhden tai kahden lajin dominoimia. Dominoivat lajit vaihtelivat useimpien täyttömäkien välillä, mutta dominoivista lajeista lähes kaikki olivat kuivan elinympäristön generalisteja urbaaneimmilla täyttömäillä. Generalistilajien suuri määrä varsinkin urbaaneimmilla täyttömäillä tukee Grayn (1989) ennustetta, ja monissa maakiitäjäistutkimuksissa (esim. Sadler ym. 2006, Magura ym. 2008 ja 2004) saatua tulosta, jonka mukaan generalistilajit dominoivat urbaaneissa elinympäristöissä.

Dominoivista lajeista aitosysikiitäjäinen, *Pterostichus melanarius*, oli useimmissa tapauksissa, eli kuudella täyttömäellä lajiyhteisön runsain laji. Sitä oli 40 % koko täyttömäkiaineiston yksilöistä. Tämä suurikokoinen (15–20 mm) laji on elinympäristönsä avoimuuden suhteen generalisti eli se esiintyy niin metsissä kuin avoimilla alueilla, jotka ovat kuitenkin kuivia (Lindroth 1985 ja 1986). *P. melanarius* on hyvin tavallinen, esimerkiksi pääkaupunkiseudun golfkentillä ja niityillä sen havaittiin esiintyvän runsaana tai melko runsaana kaikilla tutkituilla alueilla ja kaikissa tutkituissa elinympäristöissä (Saarikivi ym. 2014 ja 2010, Venn ym. 2013). On yllättävää, että tässä tutkimuksessa tämä hyvin tavallinen generalistilaji kuitenkin puuttui tai lähes puuttui (0–3 yksilöä)

kolmelta täyttömäeltä. Tämän perusteella osalla täyttömäistä on todennäköisesti jokin lajin esiintymistä rajoittava ominaisuus. Yksikään tässä tutkimuksessa analysoiduista muuttujista ei osoittautunut lajin mallissa tällaiseksi, joten todellinen syy jää epäselväksi.

Huomiota herättävää on, että tässä tutkimuksessa lajia *Poecilus cupreus* ei tavattu yhdeltäkään täyttömäeltä, vaikka pääkaupunkiseudun golfkentillä laji esiintyi useimmiten runsaana lähes kaikilla tutkituilla alueilla (Saarikivi ym. 2014, 2010), ja kaupunkiniityilläkin useissa tapauksissa (Venn ym. 2013). Noudatin aineistoa määrittäessäni lähilajien *Poecilus cupreus* ja *P. versicolor* erottamisessa erityistä tarkkuutta, joten havainto ei voi johtua systemaattisesta määrittämisvirheestä. Täyttömäillä on siis oltava ominaisuuksia, jotka voivat estää joidenkin sellaistenkin lajien esiintymistä, jotka esiintyvät tyypillisesti avoimissa elinympäristöissä. Voi olla, että täyttömäille kehittyvät lajiyhteisöt ovatkin parhaiten määriteltävissä tiettyjen muille avoimille kaupunkielinympäristöille tyypillisten lajien säännönmukaisena puuttumisena, eivätkä niinkään paikalla olevan lajiyhteisön perusteella, jonka havaittiin vaihtelevan huomattavasti eri täyttömäkien välillä tässä tutkimuksessa.

4.3. Paikallisten tekijöiden ja ympäröivien alueiden merkitys lajiyhteisöjen muodostumiselle

Tutkittujen paikallista elinympäristöä määrittävien tekijöiden merkityksestä saatiin vaihtelevaa näyttöä. Havaitut pohjois- ja etelärinteiden säännönmukaiset erot kertovat selvästi paikallisten tekijöiden merkityksestä lajiyhteisön muodostumiselle. Myös pH:lla vaikuttaa olevan merkitystä paikallisena tekijänä. Sen sijaan muut tutkitut paikalliset tekijät antavat jokseenkin heikkoa näyttöä kyseisten tekijöiden merkityksestä maakiitäjäisille.

pH oli tilastollisesti merkitsevä 6 lajin tai lajiryhmän kohdalla ja pH:n ja avoimuus-kosteus-jatkumolle sijoitettujen lajien ja lajiryhmien välillä oli jonkinasteinen yhteys (Kuva 3), jossa metsälajit suosivat happamampaa maata kuin useimmat avoimen elinympäristön lajit. Tämä on johdonmukaista siinä mielessä, että metsät, varsinkin havumetsät ovat happamia elinympäristöjä (Hornung 1985). Happamat ympäristöt muistuttaisivat siis enemmän metsää, ja sopisivat metsälajeille paremmin. Hieman yllättävää oli, että pH:sta saatu tulos oli jossain määrin johdonmukainen, sillä pH mitattiin vasta 5 vuoden jälkeen maakiitäjäisaineiston keruusta. Tämä voi kertoa siitä, että kohteiden pH ei ole juuri muuttunut vuosien aikana.

Vain 2 lajin vaste täyttömäen ikään oli tilastollisesti merkitsevä. Yllättävää on, että kostean metsäelinympäristön lajeista muodostetun FM-lajiryhmän vaste kasvavaan täyttömäen ikään oli negatiivinen, ja kuivan elinympäristön generalistilajin *Ophonus rufibarbis* vaste kasvavaan

täyttömäen ikään oli positiivinen. Voisi olettaa, että täyttömäen iän kasvaessa ja samalla sukkession edetessä täyttömäki muuttuisi otollisemmaksi elinympäristöksi metsälajeille, ja generalistilajien menestymiseen elinympäristön iällä taas ei olisi selvää vaikutusta. Toisaalta generalistilajit saattavat menestyä paremmin sukkession edetessä, kun mahdollisesti kilpailevat aikaisen sukkessiovaiheen lajit eivät menesty enää niin hyvin. Tulos saattaa myös heijastella joidenkin muiden, analyysin ulkopuolelle jääneiden elinympäristön ominaisuuksien vaikutusta, tai voi olla liian pienestä aineistosta johtuvaa sattumaa.

Täyttömäkien suhteellinen korkeus ei ollut tilastollisesti merkitsevä muuttuja minkään lajin tai lajiryhmän mallissa. On kuitenkin perusteltua olettaa, että korkeudella olisi merkitystä sen synnyttämien tuulisuuden, hydrologian ja auringonpaisteen erojen kautta. Pelkän täyttömäen korkeuden vaikutuksen testaaminen voi olla helposti epäluotettavaa, sillä täyttömäen pinta-ala on jossain määrin korreloittunut korkeuden kanssa. Saatu positiivinenkin tulos voisi siis heijastella myös esimerkiksi elinympäristön pinta-alan vaikutusta sukupuutto- ja kolonisaatiotahtiin (kts. esim. MacArthur & Wilson 1967). Keräämällä aineistoa täyttömäen eri korkeuksille sijoitettujen pyydysten avulla saataisiin tarkkaa tietoa lajien ja lajiyhteisöjen täyttömäensisäisistä vähittäisistä vaihteluista täyttömäen eri korkeuksilla.

Niemelä & Kotze (2009) vertailivat biodiversiteetin jakautumista urbaanille gradientille (engl. *urban-rural gradient*) maakiitäjäisillä tehdyissä tutkimuksissa, ja päätyivät siihen, että tulokset ovat vaihdelleet, mutta useimmiten lajimäärä on kasvanut kaupungin ydinalueilta maaseutua kohden. Nyt saadut tulokset tukevat jonkin verran tätä näkemystä, jonka mukaan biodiversiteetti kasvaa urbaanilla gradientilla kaupungin ydinalueilta pois päin mentäessä. Vaikka havaituissa lajimäärissä ei ollut säännönmukaisuutta urbaanilla gradientilla, niin rarefaktioiden perusteella kaikkein vähiten urbaanien eli kaupungin reuna-alueiden lähellä olevien täyttömäkien maakiitäjäisyhteisöt vaikuttavat monipuolisimmilta, kun taas kaikkein urbaaneimpien täyttömäkien lajiyhteisöt vaikuttavat yksipuolisimmilta (Kuva 2). Havainto antaa hieman tukea hypoteesille, että täyttömäelle kehittyvän lajiyhteisön koostumus on seurausta ympäröivien alueiden tarjoamasta lajipoolista tapahtuvasta lajien kolonisaatiosta, vaikka sen uskottiinkin olevan vain toissijaisesti lajiyhteisöön vaikuttava tekijä, koska paikallisten tekijöiden on havaittu vaikuttavan ympäröiviä alueita vahvemmin maakiitäjäisyhteisöjen koostumukseen (esim. Niemelä 2002, Small ym. 2005, Angold ym. 2006). Havainto voi tosin hyvin olla sattumaa, joka selittyy muilla tekijöillä, esimerkiksi täyttömäen iällä. Lajistoltaan monipuolisimmista reuna-alueiden täyttömäistä Rekola, Vuosaari ja Kulomäki erottuvat kaikista muista täyttömäistä sijaintinsa lisäksi myös iällään, sillä ne kaikki olivat vastavalmistuneita tai keskeneräisiä maakiitäjäisaineiston keruuvuonna. Ikä voi hyvin olla ainakin osaselitys havainnolle, sillä ruderaattien maakiitäjäislajiston on havaittu olevan monipuolisinta aivan

sukcession alkuvaiheissa (Small ym. 2003). Toisaalta vähiten urbaaneimman Keravan täyttömäen lajisto vaikuttaa olevan yksi monipuolisimmista, vaikka kyseinen täyttömäki oli 30 vuotta vanha, mikä taas puhuu ennemmin ympäröivien alueiden lajipoolin merkityksen puolesta.

Lopullisissa yleistetyissä lineaarisissa sekamalleissa kahden maakiitäjäislajin vaste muurahaisten runsauteen oli positiivinen ja tilastollisesti merkitsevä, ja vain yhden lajin, *Synuchus vivalis*, vaste muurahaisten runsauteen oli negatiivinen ja tilastollisesti merkitsevä. Muurahaisten negatiivisesta vaikutuksesta maakiitäjäisiin ei siis juuri saatu näyttöä. Tulos ei vastaa kolmannen hypoteesin ennustetta, jonka mukaan maakiitäjäislajeilla havaittavat vasteet niiden kilpailijoiden ja vihollisten runsauteen tulisivat olla negatiivisia. Yksi syy tähän voi olla aineiston käsittely, jossa muurahaisten yksilömäärät oli ilmeisesti saatu laskemalla yhteen useiden eri muurahaislajien yksilöt, kuten keltiäiset (*Lasius flavus*) ja kekomuurahaisiset (*Formica rufa* coll.). Eri muurahaislajit ovat elintavoiltaan hyvin vaihtelevia (esim. Lach ym. 2010), joten ne voidaan nähdä lajista riippuen niin kilpailijoina, vihollisina kuin myös saaliina maakiitäjäisille. Siksi tässä tutkimuksessa saaduilla tuloksilla muurahaisten vaikutuksesta ei voi tehdä vahvoja johtopäätöksiä vuorovaikutusten merkityksestä maakiitäjäisyhteisöjen muodostumiselle. Maakiitäjäisten vihollisiksi katsottavien kekomuurahaisten (*Formica rufa* coll.) runsauden negatiivisesta vaikutuksesta maakiitäjäisten yksilö- ja lajimääriin on jo saatu näyttöä (Hawes ym. 2002), mutta muiden muurahaislajien ja maakiitäjäisten vuorovaikutusten selvittämiseksi vaadittaisiin tutkimusta, joka keskittyisi tarkasti yksittäisten muurahaislajien ja yksittäisten maakiitäjäislajien välisiin vuorovaikutuksiin.

4.4. Täyttömäkien arvo kaupunkien biodiversiteetin säilyttämisessä ja lisäämisessä

Viime vuosisadan aikana Suomessa tapahtuneen ketojen, niittyjen ja laitumien voimakkaan vähenemisen ja yleisen umpeenkasvun seurauksena Suomen lajistossa on suuri määrä avoimista ja kuivista elinympäristöistä riippuvaisia lajeja, jotka katsotaan uhanalaisiksi tai silmälläpidettäviksi (Luoto ym. 2003, Rassi ym. 2010, Hyvärinen ym. 2019). Kehityksen suunta on sama myös muualla Pohjois- ja Keski-Euroopassa (Söderström ym. 2001). Erityyppiset ihmisen luomat ruderaatit ja muut joutomaat voivat toimia osalle lajeista niin sanottuina korvaavina elinympäristöinä (engl. *habitat analogues*, Eversham ym. 1996, Eyre ym. 2003, Lundholm & Richardson 2010). Tämän tutkimuksen tulosten perusteella etelärinteillä on pohjoisrinteitä suurempi merkitys kuivan ja avoimen elinympäristön lajeille. Kaikkein selvimmin etelärinnettä suosi vähälukuisista kuivan ja avoimen elinympäristön lajeista muodostettu OD-lajiryhmä. Ryhmään kuuluu runsaasti lajeja ja useita Suomen oloissa epätyypillisiä lajeja. Siten todennäköisimmin täyttömäkien rinteistä etelärinteillä

olisi merkitystä uhanalaiselle ja harvinaiselle lajistolle korvaavana elinympäristönä. Täyttömäkien virkistyskäytön ja suojelupotentiaalin yhdistämisessä suojelun kannalta tehokkain ratkaisu olisi pyrkiä sijoittamaan täyttömäkien virkistyskäyttö eli ulkoilureitit ja frisbeegolfradat pääosin muualle kuin etelärinteeseen. Täyttömäkien hoidossa etelärinteiden pitäminen puuttomina on hyvä käytäntö.

Pohjoisrinteet vaikuttavat olevan kelvollista elinympäristöä tietyille metsälajeille, kuten lajille *Trechus secalis*, siitäkin huolimatta, etteivät ne ole puustoisia. Varjoisuutensa ja kosteutensa takia pohjoisrinne saattaa kuitenkin muistuttaa siinä määrin metsää, että joidenkin normaalisti metsässä tavattavien lajien elinympäristövaatimukset täyttyvät. Lisää varjoisuutta ja kosteutta maanpinnalle luo todennäköisesti myös monilla tutkimusalueilla vallinnut korkea niittymäinen kasvillisuus, joka mahdollisesti yhdessä pohjoisen eksposition kanssa korvaa metsää. Ei kuitenkaan ole syytä katsoa, että pohjoisrinteillä olisi merkitystä uhanalaisen metsälajiston suojelussa. Uhanalaiset metsälajit ovat ennen kaikkea riippuvaisia lahopuusta (Rassi ym. 2010, Hyvärinen ym. 2019), jota puuttomalla täyttömäellä ei esiinny.

On huomattava, että täyttömäkien rakentamisen myötä syntyy eksposition eroja myös alueille, joilla ei luonnostaan esiinny maaston korkeusvaihteluita. Lisäksi pohjoisilla leveyypiireillä eksposition erot korostuvat, mikä aikaansaa tavallista lämpimämpiä elinympäristöjä etelän puolen rinteisiin. Tällä voi olla merkitystä erityisten lämpöä suosivien lajien suojelussa.

Tässä tutkimuksessa rarefaktioiden perusteella kaikkein vähiten urbaanien eli kaupungin reuna-alueilla olevien täyttömäkien maakiitäjäisyhteisöt vaikuttavat monipuolisimmilta ja kaikkein urbaaneimpien täyttömäkien lajiyhteisöt yksipuolisimmilta. Siten kaikkein urbaaneimpien täyttömäkien arvo ainakin maakiitäjäisten, ehkä myös muun biodiversiteetin kannalta saattaa olla pienempi kuin muiden, kaupungin reuna-alueilla sijaitsevien täyttömäkien. On kuitenkin huomioitava, että urbaaneimmilla alueilla täyttömäen suhteellinen arvo viheralueena on suurimmillaan, sillä kaupunkien reuna-alueilla on runsaasti muitakin viheralueita.

Helsinginseudulla on tehty melko paljon maakiitäjäistutkimusta kuoppapyydyksillä avoimissa elinympäristöissä (esim. Saarikivi ym. 2010 ja 2014, Venn ym. 2013), mikä tarjoaa erinomaisen mahdollisuuden eri elinympäristöjen lajiyhteisöjen vertailulle leveyspiirin ja muiden alueen ominaisuuksien, pyyntimenetelmän, sekä useimmiten myös pyyntiponnistuksen ollessa vakio. Tässä tutkimuksessa täyttömäiltä havaittiin suunnilleen sama määrä maakiitäjäislajeja kuin muissa pääkaupunkiseudun avoimissa elinympäristöissä, eli niityillä ja golfkentillä aiemmin tehdyissä (Saarikivi ym. 2010 ja 2014, Venn ym. 2013), pyyntiponnistukseltaan saman suuruisissa tutkimuksissa. Lisäksi täyttömäillä lajiyhteisöjä dominoivat lajit olivat runsaita ja monesti dominoivia myös golfkentillä ja kaupunkiniityillä. Siten täyttömäkien lajiyhteisöt ja täyttömäkien arvo olisivat verrattavissa golfkenttäalueisiin tai kaupunkiniittyihin. On huomioitava, että tässä

tutkimuksessa mukana olivat vain täyttömäkien melko homogeeniset niittymäiset alueet, kun taas golfkenttiä tutkittaessa elinympäristöjä oli useita erilaisia (Saarikivi ym. 2010 ja 2014). Lisäksi useimpien täyttömäen rarefaktiokäyrät eivät olleet läheskään saavuttaneet asymptoottiaan (Kuva 2), mikä indikoi näiden täyttömäkien lajimäärän olevan tosiasiasa huomattavasti nyt havaittua suurempi, ja kertoo siitä, että näytekoko olisi saanut olla tässä tutkimuksessa huomattavasti suurempi täyttömäkien lajiston havaitsemiseksi kattavasti. Täyttömäkien lajiyhteisöjä voitaisiin sitä paitsi mahdollisesti vielä monipuolistaa oikeanlaisella, monipuolista kasvillisuutta suosivalla elinympäristön kunnostuksella (Tarrant ym. 2012, Rahman ym. 2015). Tähän voitaisiin vaikuttaa paitsi sopivalla päällystyksen käytettävällä pintamaa-aineksella, niin myös monipuolisesti erilaisia kasvien siemeniä kylvämällä tai kasvillisuutta istuttamalla.

Pääosa havaitusta lajistosta koostui yleisistä, muissakin kaupunkien elinympäristöissä tyypillisesti esiintyvistä lajeista (Saarikivi ym. 2014 ja 2010, Venn ym. 2013). Havaitut harvinaiset lajit (ks. Taulukko 3) kuitenkin osoittavat, että täyttömäillä on edellytyksiä tarjota sopivia elinympäristöjä monipuolisen tavanomaisen lajiston lisäksi myös Suomen oloissa epätyypilliselle lajistolle ja mahdollisesti myös uhanalaiselle lajistolle. Monet maakiitäjäislajit, varsinkin suurimpien maakiitäjäissukujen *Bembidion* ja *Amara* lajit, suosivat harvan kasvillisuuden elinympäristöjä (Lindroth 1985 ja 1986). Voisikin olettaa, että täyttömäillä kaikkein kiinnostavin ja monipuolisin hyönteislajisto sijoittuu tässä tutkimuksessa tutkimatta jääneisiin erilaisiin pienelinympäristöihin, kuten monipuolisen, harvan kasvillisuuden mineraalimaalaikuille sekä elinympäristöjen reunavyöhykkeille. Kuitenkin juuri niiden johdonmukainen tutkiminen on haastavaa rikkonaisuuden ja pienialaisuuden vaikeuttaessa niin kuoppapyödyksiin perustuvaa näytteenottoa kuin myös tilastollista vertailua.

Tässä tutkimuksessa ei saatu johdonmukaista näyttöä täyttömäen iän vaikutuksesta yksittäisiin lajeihin. Sen sijaan nuorimpien täyttömäkien lajiyhteisöt vaikuttavat rarefaktioiden ja lajimäärien perusteella monipuolisimmilta, tosin iän vaikutusta lajimäärään ei varta vasten tutkittu. Voi olla, että täyttömäkien maakiitäjäisyhteisöt muuttuvat aivan kuten muiden ruderaattien tapauksessa, kasvipeitteen sukkession edetessä (Small ym. 2003, Strauss & Biedermann 2006), ja lajiyhteisö yksipuolistuu sukkession alkuvaiheiden jälkeen (Small ym. 2003).

Toisaalta maakiitäjäisillä tehtyjä tutkimuksia vertailtaessa on todettu, että kaupungeissa menestyvät pääasiassa lentokyvyn omaavat lajit, kun taas lentokyvyttömät lajit runsastuvat maaseudulle päin mentäessä, ja elinympäristönsä suhteen generalistit menestyvät kaupungeissa spesialisteja paremmin (Niemelä & Kotze 2009). Niinpä vanhat täyttömäet saattaisivat pysyvyytensä ansiosta tarjota vakaan elinympäristön, joka ylläpitää myös toisenlaista kuin tyypillistä kaupunkien

lajistoa, kuten heikon leviämiskyvyn omaavia ja elinympäristönsä suhteen vaativia lajeja, jotka eivät normaalisti menesty kaupunkien muuttuvissa ja voimakkaasti häirityissä elinympäristöissä.

Täyttömäkien arvon määrittelyn kannalta olisi hyvä tietää, miten generalistien ja avoimen alueen specialistien menestyminen muuttuu täyttömäen suksession edetessä heti täyttömäen valmistuttua, ja kuinka pitkään täyttömäki pystyy tarjoamaan laadukkaita elinympäristöjä. Tätä voitaisiin selvittää tarkasti seurantatutkimuksella. Tämän tutkimuksen havaintojen perusteella on jo nähtävissä, että vanhatkin täyttömäet voivat elättää monipuolista avoimien elinympäristöjen maakiittäjäislajistoa.

4.5. Yhteenveto

Poikkeavuus muista elinympäristöistä, kaupunkielinympäristöille epätavallinen pysyvyys, tyypillisuus kaupunkialueilla ja useiden hehtaarien koko tekevät täyttömäistä huomionarvoisen kaupunkiekologisen tutkimuskohteen sekä pinta-alaltaan huomattavan kaupunkien viheralueverkoston osan. Tässä tutkimuksessa saatiin selvää näyttöä, että rinteiden ekspositio vaikuttaa lajiyhteisön koostumukseen täyttömäillä siten, että etelärinteissä menestyvät parhaiten avoimen ja kuivan elinympäristön lajit ja pohjoisrinteillä taas kostean ja metsäisen elinympäristön lajit, kun taas generalistit menestyvät molemmissa rinteissä yhtä hyvin. Etelä- ja pohjoisrinteiden lajiyhteisöjen välille vaikuttaa kehittyvän selvä ja jossain määrin säännönmukainen ero vain riittävän suurilla (arviolta vähintään 6-17ha) täyttömäillä. Täyttömäkien lajiyhteisöt ovat uniikkeja, mutta kaikkien täyttömäkien lajiyhteisöjä karakterisoivat kuivan elinympäristön lajit sekä muissa avoimissa elinympäristöissä tyypillisen lajin *Poecilus cupreus* täydellinen puuttuminen. Avoimen ja kuivan elinympäristön lajien joukossa ovat todennäköisimmin täyttömäistä hyötyvät uhanalaiset ja harvinaiset lajit, joten tulosten perusteella täyttömäkien etelärinteillä olisi eniten merkitystä lajien suojelun kannalta. Täyttömäet pystyvät elättämään sellaisenaan suunnilleen yhtä monipuolista ja samankaltaista maakiittäjäislajistoa kuin muutkin kaupunkien avoimet elinympäristöt, mutta lajistoa voitaisiin ehkä monipuolistaa sopivalla kunnostuksella. Lajistoltaan monipuolisimmat yhteisöt vaikuttavat löytyvän kaupunkien reuna-alueiden täyttömäiltä, mikä voi kertoa ympäröivien alueiden merkityksestä niiden tarjoamasta lajipoolista dispersoivien lajien kolonisoidessa täyttömäen, mutta vaihtoehtoisesti havainto voi kertoa myös useimpien kyseessä olleiden täyttömäkien nuoren iän suotuisasta vaikutuksesta lajimäärään.

5. KIITOKSET

Eniten haluan kiittää pro gradu -ohjaajiani Jarmo Saarikiveä ja Johan Kotzea, Jarmoa erityisesti graduni esitarkastuksesta ja hyödyllisistä kommentteista, ja Johania erityisesti merkittävästä avusta tilastollisten analyysien ja R-ohjelmiston käytön kanssa.

Kiitän Tiina Glans-Kippilää ja Jouni Mäntylää (Kuntatekniikka, Vantaan Rakennusvirasto) ja Tapani Hilveniusta (Rakennusvalvonta, Keravan kaupunki) täyttömäkiin liittyvistä tiedoista.

Kiitän Suomen Biologian Seura Vanamo ry:tä apurahasta.

6. KIRJALLISUUS

- Angold, P. G., Sadler, J. P., Hill, M. O., Pullin, A., Rushton, S., Austin, K., Small, E., Wood, B., Wadsworth, R., Sanderson, R. & Thompson, K. 2006: Biodiversity in urban habitat patches. — *Science of The Total Environment* 360: 196–204.
- Armesto, J. J. & Martinez, J. A. 1978: Relations Between Vegetation Structure and Slope Aspect in the Mediterranean Region of Chile. — *Journal of Ecology* 66: 881–889.
- Avgin, S. S. & Luff, M. L. 2010: Ground beetles as bioindicators of human impact. — *Munis Entomology & Zoology* 5: 209–215.
- Baranova, B., Manko, P. & Jaszay, T. 2015: Waste dumps as local biodiversity hotspots for soil macrofauna and ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in the agricultural landscape. — *Ecological Engineering* 81: 1–13.
- Bennie, J., Hill, M. O., Baxter, R. & Huntley, B. 2006: Influence of slope and aspect on long-term vegetation change in British chalk grasslands. — *Journal of Ecology* 94: 355–368.
- Botham, M. S., Rothery, P., Hulme, P. E., Hill, M. O., Preston, C. D. & Roy, D. B. 2008: Do urban areas act as foci for the spread of alien plant species? An assessment of temporal trends in the UK. — *Diversity and Distributions* 15: 338–345.
- Brown, V. K. & Southwood, T. R. E. 1987: Secondary succession: patterns and strategies. — Kirjassa: Gray, A. J., Crawley, M. J. & Edwards, P. J. (toim.), *Colonization, succession, and stability. The 26th Symposium of the British Ecological Society held jointly with the Linnean Society of London*. Blackwell. UK. 494s.
- Coxwell & Bock 1994: Spatial variation in diurnal surface temperatures and the distribution and abundance of an alpine grasshopper. — *Oecologia* 104: 433–439.
- Do, Y., Kim, J. Y., Kim, G. Y. & Joo, G-J. 2014: Importance of closed landfills as green space in urbanized areas: ecological assessment using carabid beetles. — *Landscape and Ecological Engineering* 10: 277–284.
- Emberton, J. R. & Parker, A. 1987: The Problems Associated With Building On Landfill Sites. — *Waste Management & Research* 5: 473–482.
- Ermakov, A. I. 2004: Structural changes in the carabid fauna of forest ecosystems under a toxic impact. — *Russian Journal of Ecology* 35: 403–408.
- Eversham, B. C., Roy, D. B. & Telfer, M. G. 1996: Urban, industrial and other manmade sites as analogues of natural habitats for Carabidae. — *Annales Zoologici Fennici* 33: 149–156.
- Eyre, M. D., Luff, M. L. & Woodward, J. C. 2003: Beetles (Coleoptera) on brownfield sites in England: An important conservation resource? — *Journal of Insect Conservation* 7: 223–231.
- Flower, F. B., Gilman, E. F. & Leone, I. A. 1981: Landfill gas, what it does to trees, and how its injurious effects may be prevented. — *Journal of Arboriculture* 7: 43–52.
- Gardiner, M. M., Burkman, C. E. & Prajzner, S. P. 2013: The Value of Urban Vacant Land to Support Arthropod Biodiversity and Ecosystem Services. — *Environmental Entomology* 42: 1123–1136.
- Gibson, C. W. D. 1998: Brownfield: Red data. The values artificial habitats have for uncommon invertebrates. English Nature Research Reports No. 273. English Nature, Peterborough.

- Gray, J. S. 1989: Effects of environmental stress on species rich assemblages. — *Biological Journal of the Linnean Society* 37: 19–32.
- Greenslade, P. J. M. 1964: Pitfall trapping as a method for studying populations of Carabidae (Coleoptera). — *Journal of Animal Ecology* 33: 301–310.
- Hawes, C., Stewart, A. J. A. & Evans, H. F. 2002: The Impact of Wood Ants (*Formica rufa*) on the Distribution and Abundance of Ground Beetles (Coleoptera: Carabidae) in a Scots Pine Plantation. — *Oecologia* 131: 612–619.
- Harrison, X. A. 2014: Using observation-level random effects to model overdispersion in count data in ecology and evolution. — *PeerJ* 2: e616.
- Hornung 1985: Acidification of soils by trees and forests. — *Soil Use and Management* 1: 24–27.
- Hyvärinen, E., Juslen, A., Kemppainen, E., Uddström, A. & Liukko, U-M. (toim.) 2019: *Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2019*. — Ympäristöministeriö ja Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 708s.
- Immonen, K. 2001: Helsingin täyttömaa-alueet. Kartoitus ja ympäristövaikutusten esiselvitys. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja. Saatavissa PDF-tiedostona: <http://www.hel.fi/static/ymk/julkaisut/julkaisu-07-01.pdf>
- Koivula, M. J. 2011: Useful model organisms, indicators, or both? Ground beetles (Coleoptera, Carabidae) reflecting environmental conditions. — *Zookeys* 100: 287–317.
- Kotze, D. J., O'Hara, R. B. & Lehmavirta, S. 2012a: Dealing with Varying Detection Probability, Unequal Sample Sizes and Clumped Distributions in Count Data. — *PloS ONE* 7: e40923.
- Lach L., Parr C. L., Abbott K. L. (toim.) 2010: *Ant Ecology*. — Oxford University Press. Oxford. 320s.
- Lindroth, C. H. 1985, 1986: *The Carabidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. Fauna Entomologica Scandinavica 15, part 1, part 2*. — Scandinavian Science Press. Copenhagen. 514 s.
- Lundholm, J. T. & Richardson, P. J. 2010: Habitat analogues for reconciliation ecology in urban and industrial environments. — *Journal of Applied Ecology* 47: 966–975.
- Luoto, M., Rekolainen, S., Aakkula, J. & Pykälä, J. 2003: Loss of plant species richness and habitat connectivity in grasslands associated with agricultural change in Finland. — *Ambio* 32: 447–452.
- Lövei, G. L. & Sunderland, K. D. 1996: Ecology and behaviour of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) — *Annual Review of Entomology* 41: 231–256.
- Magura, T., Lövei, G. L. & Tóthmérész, B. 2008: Time-consistent rearrangement of carabid beetle assemblages by an urbanisation gradient in Hungary. — *Acta Oecologia* 33: 233–243.
- Magura, T., Tóthmérész, B. & Molnár, T. 2004: Changes in carabid beetle assemblages along an urbanisation gradient in the city of Debrecen, Hungary. — *Landscape Ecology* 19: 747–759.
- Magurran, A. E. 2004: *Measuring Biological Diversity*. — Blackwell Publishing. Oxford. 256s.
- McCane, B. & Grace, J. B. 2002: *Analysis of Ecological Communities*. — MjM Software Design. Oregon. 300s.
- McKinney, M. L. 2002: Urbanization, biodiversity, and conservation. — *Bioscience* 52: 883–890.
- Merivee, E., Ploomi, A., Milius, M., Luik, A. & Heidema, M. 2005: Electrophysiological

- identification of antennal pH receptors in the ground beetle *Pterostichus oblongopunctatus*. — *Physiological Entomology* 30: 122–133.
- Niemelä, J. 1993: Interspecific Competition in Ground-Beetle Assemblages (Carabidae): What Have We Learned? — *Oikos* 66: 325–335.
- Niemelä, J., Haila, Y., Ranta, E. 1986: Spatial heterogeneity of carabid beetle dispersion in uniform forests on the Åland Islands, SW Finland. — *Annales Zoologici Fennici* 23: 289–296.
- Niemelä, J. & Kotze, D. J. 2009: Carabid assemblages along urban to rural gradients: A review. — *Landscape and Urban Planning* 92: 65–71.
- Niemelä, J., Kotze, D. J., Venn, S., Penev, L., Stoyanov, I., Spence, J., Hartley, D. & Oca, E. M. 2002: Carabid beetle assemblages (Coleoptera, Carabidae) across urban-rural gradients: an international comparison. — *Landscape Ecology* 17: 387–401.
- Oksanen, J. 2015: Multivariate Analysis of Ecological Communities in R: Vegan Tutorial. <http://cc.oulu.fi/~jarioksa/opetus/metodi/vegantutor.pdf>
- Paje, F. & Mossakowski, D. 1984: pH-preferences and habitat selection in carabid beetles. — *Oecologia* 64: 41–46.
- Perring, F. 1959: Topographical Gradients of Chalk Grassland. — *Journal of Ecology* 47: 447–481.
- Rahman, M. L., Tarrant, S., McCollin, D. & Ollerton, J. 2011: The conservation value of restored landfill sites in the East Midlands, UK for supporting bird communities. — *Biodiversity and Conservation* 20: 1879–1893.
- Rahman, M. L., Tarrant, S., McCollin, D. & Ollerton, J. 2013: Plant community composition and attributes reveal conservation implications for newly created grassland on capped landfill sites. — *Journal for Nature Conservation* 21: 198–205.
- Rahman, M. L., Tarrant, S., McCollin, D. & Ollerton, J. 2015: Vegetation cover and grasslands in the vicinity accelerate development of carabid beetle assemblages on restored landfill sites. — *Zoology and Ecology* 25: 347–354.
- Rainio, J. & Niemelä, J. 2003: Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. — *Biodiversity and Conservation* 12: 487–506.
- Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A. & Mannerkoski, I. (toim./eds.) 2010: *Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2010*. — Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 685 s.
- Rassi, P., Karjalainen, S., Clayhills, T., Helve, E., Hyvärinen, E., Laurinharju, E., Malmberg, S., Mannerkoski, I., Martikainen, P., Mattila, J., Muona, J., Pentinsaari, M., Rutanen, I., Salokannel, J., Siitonen, J. & Silfverberg, H. 2015: Kovakuoriaisten maakuntaluettelo 2015 [Provincial List of Finnish Coleoptera 2015]. — *Sahlbergia*. 21 (Supplement 1): 1–164.
- Rebele, F., Lehmann, C. 2002: Restoration of a landfill site in Berlin, Germany by spontaneous and directed succession. — *Restoration Ecology* 10: 340–347.
- Saarikivi, J., Tähtinen, S., Malmberg, S. & Kotze, D. J. 2014: Converting land into golf courses – effects on ground beetles (Coleoptera, Carabidae). — *Insect Conservation and Diversity* 8: 247–251.
- Saarikivi, J., Idström, L., Venn, S., Niemelä, J. & Kotze, D. J. 2010: Carabid beetle assemblages associated with urban golf courses in the greater Helsinki area. — *European Journal of Entomology* 107: 553–561.

- Schielzeth, H. 2010: Simple means to improve the interpretability of regression coefficients. — *Methods in Ecology and Evolution* 1: 103–113.
- Silfverberg, H. 2010: Enumeratio renovate Coleopterorum Fennoscandiae, Daniae et Baltiae. — *Sahlbergia* 16: 1–144.
- Simberloff, D. 1978: Use of rarefaction and related methods in ecology. — Julkaisussa: Dickson, K. L., Cairns, J. & Livingston, R.J. 1978: *Biological Data in Water Pollution Assessment: Quantitative and Statistical Analysis*: 150–165. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, Pennsylvania.
- Small, E. C., Sadler, J. P. & Telfer, M. G. 2003: Carabid beetle assemblages on urban derelict sites in Birmingham, UK. — *Journal of Insect Conservation* 6: 233–246.
- Simmons, E. 1999: Restoration of landfill sites for ecological diversity. — *Waste Management & Research* 17: 511–519.
- Strauss, B. & Biedermann, R. 2006: Urban brownfields as temporary habitats: driving forces for the diversity of phytophagous insects. — *Ecography* 29: 928–940.
- Suomen ympäristökeskus 2008: *Kaatopaikkojen käytöstä poistaminen ja jälkihoito*. — Ympäristöhallinnon ohjeita (1, 2008). 158s.
- Söderström, B., Svensson, B., Vessby, K. & Glimskär, A. 2001: Plants, insects and birds in semi-natural pastures. — *Biodiversity and Conservation* 10: 1839–1863.
- Tarrant, S., Ollerton, J., Rahman, M. L., Tarrant, J. & McCollin, D. 2012: Grassland Restoration on Landfill Sites in the East Midlands, United Kingdom: An Evaluation of Floral Resources and Pollinating Insects. — *Restoration Ecology* 21:5: 560–568.
- Thomas, C., Parkinson, L. & Marshall, E. 1998: Isolating the Components of Activity-Density for the Carabid Beetle *Pterostichus melanarius* in Farmland. — *Oecologia* 116: 103–112.
- Tilastokeskus 2015: Jätteiden poltto ja kierrätys ovat korvanneet yhdyskuntajätteiden kaatopaikat. http://www.stat.fi/til/jate/2015/jate_2015_2016-12-20_tie_001_fi.html viitattu 1.10.2019
- Tolbert, W. W. 1975: The Effects of Slope Exposure on Arthropod Distribution Patterns. — *The American Midland Naturalist* 94: 38–53.
- Venn, S. J., Kotze, D. J., Lassila T. & Niemelä, J. K. 2013: Urban dry meadows provide valuable habitat for granivorous and xerophylic carabid beetles. — *Journal of Insect Conservation* 17: 747–764.
- Vesanto, P. 2006: Jätteenpolton parhaan käytettävissä olevan tekniikan (BAT) vertailuasiakirjan käyttö suomalaisessa toimintaympäristössä. Helsinki: Oy Edita Ab. SYKE. 102 s. Saatavissa PDF-tiedostona: <https://helda.helsinki.fi/handle/10138/38712>
- Weiss, S. B., Murphy, D. D. & White, R. R. 1988: Sun, Slope, and Butterflies: Topographic Determinants of Habitat Quality for *Euphydryas Editha*. — *Ecology* 69: 1486–1496.
- Wood, B. C. & Pullin, A. S. 2002: Persistence of species in a fragmented urban landscape: the importance of dispersal ability and habitat availability for grassland butterflies. — *Biodiversity and Conservation* 11: 1451–1468.
- Wright, D. H. 1983: Species-energy theory: an extension of species-area theory. — *Oikos* 41: 496–506.

Wylie, J. L. & Currie, D. J. 1993: Species-energy theory and patterns of species richness: I. Patterns of bird, angiosperm, and mammal species richness on islands. — *Biological Conservation* 63: 137-144.

Liitteet

Liite 1. Tutkimuksessa havaitut lajit (66 lajia), niiden elinympäristöluokitukset ja kuoppapyydyksiin saadut kokonaisyksilömäärät kullakin täyttömäellä sekä kokonaisyksilömäärä yhteensä. Lajit on järjestetty runsaimmasta vähälukuisimpaan. Elinympäristöluokitukset (E) muodostettiin Lindrothin (1985 ja 1986) elinympäristökuvausten perusteella elinympäristön avoimuuden ja kosteuden mukaan seuraavasti: G = generalisti elinympäristön avoimuuden ja varjoisuuden suhteen, O = avoimen elinympäristön laji, F = metsälaji, D = kuivan elinympäristön laji, M = kostean elinympäristön laji.

Laji	E	Alppikylä	Kerava	Kivikko	Kontula	Kulomaki	Malmin-kartano	Paloheina	Rekola	Tali	Vuosaari	Yhteensä
<i>Pterostichus melanarius</i>	GD	120	27	516	847	39	2	237	3	0	431	2222
<i>Ophonus rufibarbis</i>	GD	43	29	0	445	0	188	14	16	47	1	783
<i>Harpalus rufipes</i>	OD	11	14	139	55	8	16	88	0	3	76	410
<i>Pterostichus niger</i>	GD	28	13	37	70	12	26	52	7	37	35	317
<i>Poecilus versicolor</i>	OD	38	0	62	149	2	0	21	2	2	12	288
<i>Trechus secalis</i>	FM	23	44	0	19	12	7	61	44	3	34	247
<i>Amara communis</i>	OD	8	3	13	68	9	15	24	10	4	10	164
<i>Carabus nemoralis</i>	GD	30	10	0	27	23	4	14	11	10	20	149
<i>Synuchus vivalis</i>	OD	38	2	0	43	1	0	6	12	17	23	142
<i>Calathus erratus</i>	OD	0	0	35	0	2	1	0	0	0	70	108
<i>Calathus melanocephalus</i>	D	0	1	36	46	1	2	6	0	0	10	102
<i>Amara montivaga</i>	OD	0	15	0	21	0	11	53	0	0	0	100
<i>Amara aulica</i>	OM	1	1	1	7	2	23	9	0	0	11	55
<i>Harpalus tardus</i>	OD	0	0	0	0	0	38	0	0	1	6	45
<i>Amara bifrons</i>	OD	0	0	14	10	1	5	1	1	1	0	33
<i>Bembidion lampros</i>	OD	1	2	23	0	3	0	0	0	0	0	29
<i>Bembidion gilvipes</i>	GM	14	0	0	3	0	0	4	4	0	0	25
<i>Pterostichus strenuus</i>	GM	2	6	2	0	4	1	1	5	0	2	23
<i>Amara eurynota</i>	OD	0	0	7	0	11	0	2	1	0	0	21
<i>Badister bullatus</i>	G	0	0	0	3	2	8	0	0	2	5	20
<i>Harpalus affinis</i>	O	0	1	3	2	4	1	0	0	0	8	19
<i>Cychnus caraboides</i>	FM	2	0	0	0	2	4	0	0	0	10	18
<i>Leistus ferrugineus</i>	OD	0	3	0	1	1	5	2	0	0	5	17
<i>Trechoblemus micros</i>	GM	3	1	0	0	4	2	1	5	0	0	16
<i>Ophonus laticollis</i>	GD	0	0	0	0	0	15	0	0	0	0	15
<i>Stomis pumicatus</i>	OM	0	12	0	0	0	1	1	0	0	0	14
<i>Amara ovata</i>	OD	0	2	0	5	0	5	0	0	0	0	12
<i>Harpalus rubripes</i>	OD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	12
<i>Badister lacertosus</i>	FM	1	3	0	1	2	2	0	2	0	0	11
<i>Carabus granulatus</i>	OM	0	2	8	0	1	0	0	0	0	0	11
<i>Cymindis angularis</i>	OD	0	0	0	1	0	0	0	0	0	8	9
<i>Amara aenea</i>	OD	0	1	0	0	0	0	7	0	0	0	8
<i>Harpalus latus</i>	G	1	1	0	2	0	0	0	2	0	2	8
<i>Patrobus atrorufus</i>	GM	0	0	0	0	2	0	4	2	0	0	8
<i>Pterostichus crenatus</i>	OM	0	0	7	1	0	0	0	0	0	0	8
<i>Harpalus luteicornis</i>	G	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	7
<i>Amara familiaris</i>	O	0	0	5	0	0	0	1	0	0	0	6
<i>Trechus quadristriatus</i>	OD	0	0	1	0	2	0	0	0	0	3	6
<i>Bembidion mannerheimii</i>	FM	3	0	0	0	0	0	0	2	0	0	5
<i>Carabus hortensis</i>	FD	1	0	0	0	0	0	2	1	0	1	5
<i>Leistus terminatus</i>	FM	0	1	0	0	0	1	0	3	0	0	5
<i>Loricera pilicornis</i>	GM	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Amara convexiuscula</i>	OD	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	3

<i>Bradycellus caucasicus</i>	OD	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	3
<i>Clivina fossor</i>	OM	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	3
<i>Harpalus laevipes</i>	FM	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	3
<i>Notiophilus germinyi</i>	OD	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	3
<i>Notiophilus palustris</i>	FM	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Oxypselaphus obscurus</i>	FM	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1	3
<i>Philorhizus sigma</i>	OM	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	3
<i>Agonum fuliginosum</i>	FM	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	2
<i>Amara cursitans</i>	OD	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Amara fulva</i>	OD	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	2
<i>Amara lunicollis</i>	OD	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Amara municipalis</i>	OD	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Amara similata</i>	OD	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2
<i>Calathus ambiguus</i>	OD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
<i>Calathus micropterus</i>	FD	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2
<i>Lebia chlorocephala</i>	O	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	2
<i>Syntomus truncatellus</i>	OD	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2
<i>Amara ingenua</i>	OD	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Amara littorea</i>	OD	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Amara nitida</i>	OD	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Cicindela campestris</i>	O	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Dicheirotichus placidus</i>	FM	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	FM	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
